

Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc) Ground water nitrate pollution in Tadla (Morocco)

N. Aghzar, H. Berdai, A. Bellouti et B. Soudi

Volume 15, numéro 2, 2002

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705465ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705465ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Aghzar, N., Berdai, H., Bellouti, A. & Soudi, B. (2002). Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 15(2), 459–492. <https://doi.org/10.7202/705465ar>

Résumé de l'article

Dans les périmètres irrigués du Maroc, la pollution nitrique diffuse des eaux souterraines augmente le risque de détérioration de la qualité des ressources hydriques et engendre un risque sanitaire pour la population rurale s'approvisionnant le plus souvent directement de l'aquifère. La présente étude, réalisée dans le périmètre du Tadla (3600 km²), située au centre du Maroc, vise à faire l'état des lieux de la contamination des eaux souterraines par les nitrates et à identifier les causes potentielles de cette pollution.

Le suivi de la concentration des eaux souterraines en nitrates a été réalisé durant la période août 1996 - avril 1998 dans un réseau de cent puits. Les paramètres du milieu physique et des pratiques culturales ont été déterminés soit par des mesures au champs, des analyses au laboratoire ou par enquête auprès des agriculteurs dans un réseau de 40 sites. Les résultats sont présentés sous forme de cartes thématiques par le SIG.

Le niveau actuel de la pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla commence à devenir critique. De part la pollution ponctuelle mise en évidence aux alentours de quelques agglomérations urbaines et à l'aval des sucreries, les zones dont les teneurs en nitrates des eaux souterraines dépassent 50 mg NO₃ /l sont localisées en aval des Béni Amir et en aval et à l'Est des Béni Moussa Est. Béni Moussa Ouest reste en général moins polluée que Béni Moussa Est. Les apports excessifs en eau et en engrais azotés pour les cultures pratiquées (blé, betterave, cultures maraîchères, arboriculture et luzerne), sont les causes directes de la pollution diffuse. Par ailleurs, il est certain que la texture du sol (argileuse, argilo-limoneuse et limono-argileuse), la teneur en argile (29% à 55%) et tous les paramètres qui leurs sont corrélés notamment la réserve utile du sol, réduisent le risque de lixiviation des nitrates en profondeur et assurent en conséquence un contrôle naturel de la pollution nitrique des eaux souterraines. Néanmoins, tous les autres facteurs étudiés notamment le niveau des nappes faible par rapport au sol (<4m-12m), la vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé généralement élevée (20-450 mm/h), les teneurs assez importantes du sol en matière organique (1.5%-3.5%) et en azote total (0.10%-0.15%), joueraient positivement sur la vulnérabilité de la nappe à cette pollution. De même, le pouvoir de minéralisation élevé des sols couplé aux conditions écologiques favorables à une minéralisation intense de la matière organique native du sol, assez caractéristique des régions irriguées à climat méditerranéen, seraient en partie responsable de cette pollution. Néanmoins, aucune corrélation n'a été mise en évidence entre la teneur en nitrate des eaux souterraines et les combinaisons linéaires des variables du milieu physique. Ceci serait dû à l'homogénéité du milieu physique et à l'accumulation de la pollution suivant le sens d'écoulement des nappes de l'amont vers l'aval hydraulique. Vu le niveau d'intensification agricole que connaît cette région, la situation risquerait de s'aggraver rapidement induisant, en dehors de toute mesure de prévention, la détérioration de la qualité des eaux souterraines dans cette région.

Pollution nitrique des eaux souterraines au Tadla (Maroc)

Ground water nitrate pollution in Tadla (Morocco)

N. AGHZAR¹, H. BERDAI^{2*}, A. BELLOUTI³, B. SOUDI⁴

Reçu le 28 avril 2000, accepté le 28 février 2002**.

SUMMARY

In Morocco, diffuse ground water pollution by nitrates in irrigated areas has caused an increase in the risk of water quality deterioration. This has generated a health risk in rural areas, since most of the rural population get their drinking water supply from the aquifer. The present study was carried out in the Tadla region. The plain of Tadla is situated in the centre of Morocco, in the Oum Erbia river basin. It covers a surface area of 3600 km². The Oum Erbia river (160 km long) divides this plain into two large irrigated areas (Beni Amir in the east (3300 ha) and Beni Moussa in the south (6900 ha)), with different hydrological characteristics. The irrigation water comes from the Oum Erbia river, the Bin El Ouidane dam and from two important waters tables: Beni Amir (190 Mm³) and Beni Moussa (250 Mm³). The objectives of this study were to quantify the degree of ground water contamination by nitrates and to identify the potential causes of this pollution.

The monitoring of nitrate concentrations in ground water was carried out during the period of August 1996 to April 1998, in 100 wells in the region of study. The physical environment and agricultural practices were determined either by field measurements, laboratory analyses or by investigations with farmers at 40 selected sites. The results are presented by thematic maps using a geographical information system.

The level of ground water nitrate pollution is becoming a serious problem. The point pollution is localized around or downstream of urban built up areas such as Fquih Ben Saleh, Beni Mellal, Souk Sebt and Oulad Ayad. This

1. Université Mohamed V, Faculté des sciences, Département de biologie, Rabat, Maroc.
2. Service des expérimentations, des essais et de la normalisation (SEEN) de l'Administration du génie rural, Laboratoire de conservation des eaux et des sols, 461, avenue Hassan II, Rabat, Maroc.
3. Office régional de mise en valeur agricole du Tadla.
4. Institut agronomique et vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc.

* Correspondance. E-mail : berdai.halima@caramail.com

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 avril 2003.

pollution, caused by household wastes, is likely aggravated by waste dumping from the sugar refineries (SUBM, SUTA and SUNAT) as well as by waste water reuse in agriculture. Other zones with nitrate concentrations more than $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ were observed in wells situated downstream from Beni Amir and east of Beni Moussa. West Beni Moussa was generally not as polluted as east Beni Moussa, but an increase in ground water nitrate levels was observed in some downstream wells in west Beni Moussa. The diffuse nitrate pollution has been attributed to land use, irrigation and fertilization practices. These practices may be responsible for nitrate leaching beyond the root zone during the cropping season and may generate large quantities of residual inorganic nitrogen at harvest time. This represents a potential risk of nitrate ground water pollution in the next draining period. The physical characteristics of soil texture (clay, clay-silt and silty clay), percentage clay (29%-55%) and their correlated parameters (especially the useful storage capacity) act to reduce the risk of nitrate leaching and ensures a control on ground water nitrate pollution. However, other observations including: a low water level table compared to the soil surface, particularly in the middle of the irrigated area and around the edge of the Oum Erbia river ($< 4\text{-}12 \text{ m}$); a high soil infiltration rate in unsaturated soil, which varied from $20\text{-}100 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ (permeable soils) to $200\text{-}450 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ (extremely permeable soils); a high level of organic matter in the soil (1.5%-3.5%) and, total nitrogen contents (0.10%-0.15%) would increase the aquifer vulnerability to ground water nitrate pollution. Similarly, the high soil mineralization capacity in the 0-60 cm soil layer ($100\text{-}600 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$), combined with the ecological conditions, favoured an intense mineralization of the native organic matter of soil. This high mineralization capacity, which is characteristic of irrigated Mediterranean areas, could be partly responsible for this pollution. However, no correlation was found between ground water nitrate contents and linear combinations of physical environmental variables. This could be due to the homogeneity of the physical environment and to the movement of water in the saturated soil, in the direction of ground water flow, inducing the accumulation of nitrate pollution in the hydraulic downstream area of the water table.

Considering the degree of agriculture in this area, the situation could worsen rapidly, thus inducing significant ground water deterioration. In attempts to avoid this situation, many important measures at the regional scale are necessary, in order to rationalize agricultural practices and to increase the farmers' awareness of ground water nitrate pollution. These urgent preventative actions should be adopted in order to combine agricultural productivity and durability with water economy and water quality preservation. Some programs are in progress within this region. The objectives are essentially to reduce nitrate excess and to introduce more efficient irrigation techniques such as the pivot (frontal ramp) recommended for cereals and sugar beet, and localized irrigation system proposed for vegetable crops and arboriculture. Also, since the Oum Erbia river basin has been subjected to a clean-up of urban and industrial pollution, it would be interesting to carry out a more precise study of nitrogen dynamics and nitrate leaching at the plot scale, especially for the most common practiced crops in the region (wheat, sugar beet and vegetable crops). This would advance the understanding and management of nitrogen cycles in the crop-water-soil system.

Finally, the database included as part of this study may be integrated in a water and nitrate movement simulation model. This will allow the prediction of nitrate leaching losses and identify, through scenario analysis, the links that should be acted on, in order to reduce the risk of ground water nitrate pollution in this region.

Key-words: *pollution, ground water, nitrate, soil physical and chemical characteristics, agricultural practices, urban pollution.*

RÉSUMÉ

Dans les périmètres irrigués du Maroc, la pollution nitrique diffuse des eaux souterraines augmente le risque de détérioration de la qualité des ressources hydriques et engendre un risque sanitaire pour la population rurale s'approvisionnant le plus souvent directement de l'aquifère. La présente étude, réalisée dans le périmètre du Tadla (3 600 km²), située au centre du Maroc, vise à faire l'état des lieux de la contamination des eaux souterraines par les nitrates et à identifier les causes potentielles de cette pollution.

Le suivi de la concentration des eaux souterraines en nitrates a été réalisé durant la période août 1996-avril 1998 dans un réseau de cent puits. Les paramètres du milieu physique et des pratiques culturales ont été déterminés soit par des mesures aux champs, des analyses au laboratoire ou par enquête auprès des agriculteurs dans un réseau de 40 sites. Les résultats sont présentés sous forme de cartes thématiques par le SIG.

Le niveau actuel de la pollution nitrique des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla commence à devenir critique. Hormis la pollution ponctuelle mise en évidence aux alentours de quelques agglomérations urbaines et à l'aval des sucreries, les zones dont les teneurs en nitrates des eaux souterraines dépassent 50 mg NO₃-L⁻¹ sont localisées en aval des Béni Amir et en aval et à l'est des Béni Moussa Est. Béni Moussa Ouest reste en général moins polluée que Béni Moussa Est. Les apports excessifs en eau et en engrais azotés pour les cultures pratiquées (blé, betterave, cultures maraîchères, arboriculture et luzerne), sont les causes directes de la pollution diffuse. Par ailleurs, il est certain que la texture du sol (argileuse, argilolimoneuse et limonoargileuse), la teneur en argile (29 % à 55 %) et tous les paramètres qui leur sont corrélés notamment la réserve utile du sol, réduisent le risque de lixiviation des nitrates en profondeur et assurent en conséquence un contrôle naturel de la pollution nitrique des eaux souterraines. Néanmoins, tous les autres facteurs étudiés notamment le niveau des nappes faible par rapport au sol (< 4 m-12 m), la vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé généralement élevée (20-450 mm·h⁻¹), les teneurs assez importantes du sol en matière organique (1,5 %-3,5 %) et en azote total (0,10 %-0,15 %), joueraient positivement sur la vulnérabilité de la nappe à cette pollution. De même, le pouvoir de minéralisation élevé des sols couplé aux conditions écologiques favorables à une minéralisation intense de la matière organique native du sol, assez caractéristique des régions irriguées à climat méditerranéen, seraient en partie responsable de cette pollution. Néanmoins, aucune corrélation n'a été mise en évidence entre la teneur en nitrate des eaux souterraines et les combinaisons linéaires des variables du milieu physique. Ceci serait dû à l'homogénéité du milieu physique et à l'accumulation de la pollution suivant le sens d'écoulement des nappes de l'amont vers l'aval hydraulique. Vu le niveau d'intensification agricole que connaît cette région, la situation risquerait de s'aggraver rapidement induisant, en dehors de toute mesure de prévention, la détérioration de la qualité des eaux souterraines dans cette région.

Mots clés : *pollution, eaux souterraines, nitrates, caractéristiques physicochimiques du sol, rejets urbains, pratiques agricoles.*

1 – INTRODUCTION

Au Maroc, le secteur de l'irrigation, qui tient une place très importante dans l'économie nationale, est confronté à des problèmes qui menacent le dévelop-

pement agricole durable. En effet, l'intensification de la mise en valeur agricole des sols, a été le plus souvent accompagnée d'une irrigation non maîtrisée et d'une fertilisation minérale excessive pouvant avoir un impact négatif sur la qualité des ressources en eaux qui se traduit essentiellement par la pollution nitrique diffuse des eaux souterraines. Cette pollution, d'origine agricole, concourt à réduire les ressources hydriques de bonne qualité et accentue le déséquilibre que connaît le secteur de l'eau au Maroc (Banque mondiale, 1995). Elle engendre également un risque sanitaire pour la population rurale s'approvisionnant le plus souvent directement de l'aquifère (COLLEN *et al.*, 1993).

À côté de la fertilisation azotée non rationnelle, d'autres facteurs tels que le degré de vulnérabilité de l'aquifère lié à la nature du milieu physique (caractéristiques hydrogéologiques, nature du sol et du sous-sol...) et les pratiques culturelles (occupation du sol, irrigation, degré d'intensification, travaux de sol...) peuvent accentuer ou limiter le processus de pollution nitrique. Ainsi, il suffit que certaines conditions soient simultanément remplies pour que le problème de migration des nitrates vers les eaux de nappe soit amplifié (DEMARETS *et al.*, 1995 ; ROBERT *et al.*, 1994 ; STREBEL *et al.*, 1989).

À cette pollution diffuse d'origine agricole s'ajoutent :

- les rejets non contrôlés et sans cesse croissants des eaux usées urbaines et d'effluents agro-industriels très riches en azote minéral et organique ;
- la nature du climat et la sécheresse qui, par les faibles apports d'eau, accentuent la détérioration de la qualité des ressources en eau.

Ces dernières années, la contamination des eaux souterraines par les nitrates a suscité l'intérêt des chercheurs et des décideurs dans plusieurs régions du monde. Dans leur programme de protection de l'environnement, certains pays ont instauré des réseaux nationaux et/ou régionaux de suivi de la qualité nitrique des eaux souterraines (DUIJVENBOODEN, 1993 ; SOUDI, 1994). Ces systèmes de suivi ont pour objectif de diagnostiquer et suivre l'évolution à long terme de la qualité des ressources en eau souterraine en relation avec le mode d'utilisation des sols, les types de sols, les conditions hydrogéologiques et l'activité humaine. Ils constituent également des outils importants d'aide à la décision permettant à titre préventif d'améliorer les systèmes de production, de rationaliser les pratiques culturelles et de mieux gérer les ressources naturelles.

Le périmètre du Tadla est l'un des plus anciens périmètres irrigué du Maroc. Les premières mises en eau remontent, en effet, aux années cinquante. Il a connu un développement considérable en matière d'aménagement hydroagricole qui se poursuit encore actuellement dans d'autres zones d'extension. Il contribue activement à l'augmentation de la production agricole nationale. Néanmoins, l'apparition des problèmes de dégradation des ressources naturelles entre autres la pollution nitrique des eaux souterraines, a incité les gestionnaires du périmètre à mettre en place des projets promoteurs dont le plus récent est le projet financé par l'USAID (MRT, 1993-1999) et visant principalement l'amélioration de la compétitivité de l'agriculture irriguée au Tadla moyennant une gestion rationnelle et une préservation de la qualité de ses ressources. L'étude environnementale réalisée dans le cadre de ce projet a permis :

- de faire l'état des lieux de la qualité des sols et des eaux dans le périmètre irrigué du Tadla ;

- de concevoir et de mettre en œuvre un réseau de suivi du niveau et de la qualité de la nappe phréatique et un réseau de suivi de la qualité des sols (AMMATI *et al.*, 1995).

Le diagnostic de la qualité nitrique des eaux souterraines, réalisé en juillet 1996 a montré que sur 95 puits, 16 présentent des teneurs dépassant la norme de potabilité de l'eau fixée à $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Par ailleurs, et vu les données concernant l'accroissement annuel de la teneur en nitrate des eaux souterraines évalué à $5 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (DRPE, 1992), la situation risque de devenir alarmante si des mesures appropriées ne sont pas prises immédiatement.

Ainsi, notre étude consiste à approfondir l'état actuel des connaissances par le biais de l'identification et l'analyse des causes potentielles de la pollution nitrique des eaux souterraines dans cette région.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Présentation de la zone d'étude

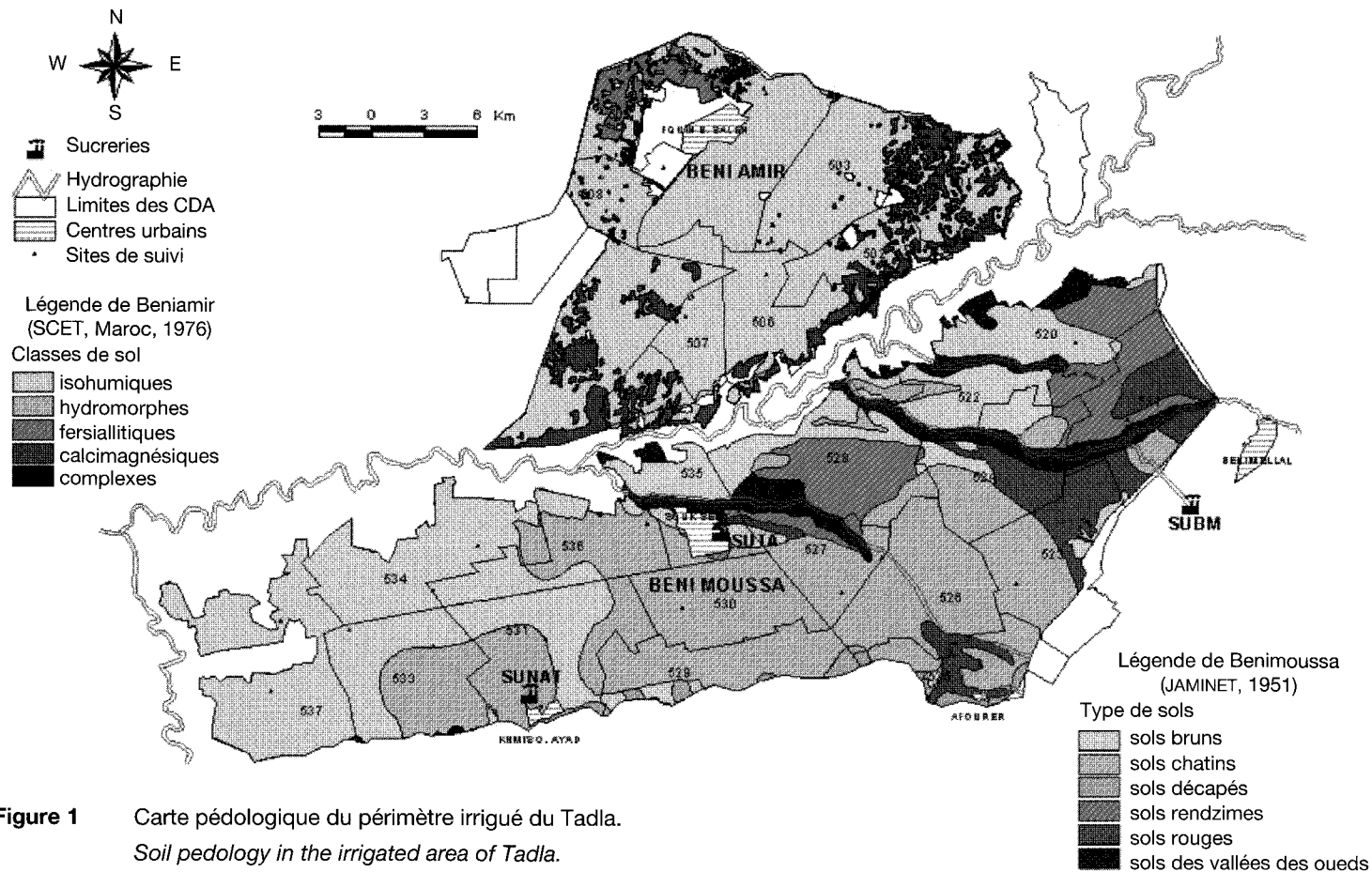
La plaine du Tadla, situé dans le bassin de l'Oued Oum Erbia à environ 270 km de Rabat, est une vaste dépression synclinale qui couvre une superficie de $3\,600 \text{ km}^2$ environ. Elle présente une pente variant de 1 à 3 ‰. Elle est parcourue sur environ 160 km par l'Oued Oum Erbia qui la partage en deux grands périmètres irrigués à caractéristiques hydrologiques différentes : Béni Amir au nord et Béni Moussa au sud dont les superficies irriguées sont respectivement de $33\,000 \text{ ha}$ et $69\,500 \text{ ha}$.

Au début du xx^{e} siècle, la population comptait environ 95 000 habitants ruraux avec une densité moyenne de l'ordre de $26 \text{ habitants/km}^2$ pratiquant essentiellement la céréaliculture extensive. La mise en place de l'infrastructure hydroagricole s'est accompagnée :

- d'une croissance spectaculaire de la population, comptant 420 000 en 1982 et 560 000 en 1994 dont 440 000 ruraux ;
- d'un développement des activités économiques.

Ainsi, l'agriculture intensive se base essentiellement sur la culture des céréales, betterave sucrière, maraîchage, fourrage, coton et arboriculture (oliviers et agrumes), et sur l'élevage. Plusieurs unités agro-industrielles ont été installées dans le périmètre, les plus importants étant des sucreries (3), des huileries (9) et des unités d'égrenage du coton (3).

Dans le périmètre de Béni Amir, les eaux d'irrigation proviennent de l'Oued Oum Erbia à partir du barrage de dérivation de Kasba Tadla. Les volumes annuels d'eau utilisés en irrigation dans ce périmètre varient entre 200 et 300 Mm^3 en fonction des assolements et des disponibilités en eau. Le périmètre de Béni Moussa est irrigué essentiellement par les eaux provenant du barrage Bin El Ouidane à des volumes annuels de 500 Mm^3 . Dans les deux périmètres, les eaux des nappes phréatiques sont sollicitées à des fins agricoles. Ainsi, les prélèvements annuels à partir des eaux souterraines sont éva-



lués à 92 Mm³ et 40 Mm³ respectivement pour Béni Amir et Béni Moussa. L'irrigation est essentiellement gravitaire. Le système d'irrigation par pivot a été introduit dans un secteur de 3 600 ha à Béni Amir.

Le climat de la plaine est de type méditerranéen semi-aride à hiver froid. La moyenne annuelle des précipitations sur 38 ans (1951-1989) est de 393,1 mm. Les mois les plus pluvieux sont mars et avril avec un cumul mensuel de 60,3 et 53,7 mm respectivement. La période sèche s'étale entre fin mai jusqu'à mi-octobre. Les moyennes mensuelles des températures maximales sont de 37,8 et 37,5 °C respectivement pour juillet et août. En revanche les mois les plus froids sont décembre et janvier avec des températures minimales mensuelles respectivement de 3,9 et 3,4 °C. L'évaporation moyenne annuelle est de l'ordre de 1 816 mm. Elle est maximale en juillet-août (10 mm/j) et minimale en décembre (1,7 mm/j). L'évapotranspiration de référence déterminée par la formule de Penman Monteith est en moyenne de 1 196 mm/an. L'évapotranspiration maximale, déterminée par la méthode de drainage naturelle, est de 478,6 mm et 880 mm respectivement pour les cycles culturaux des céréales et de la betterave sucrière. L'évapotranspiration réelle est en moyenne de 320 à 350 mm et 628 à 753 mm respectivement pour ces mêmes cycles.

2.1.1 Types de sols

Les sols du Tadla appartiennent, par ordre d'importance, aux groupes suivants (figure 1). Les sols *isohumiques, bruns ou châtaîns subtropicaux*, sont de loin les plus répandus. Ils se rencontrent au centre de la plaine et couvrent près de 83 % du périmètre irrigué. Ces sols présentent une texture argileuse ou équilibrée et sont favorables à la mise en valeur agricole sous irrigation. Les *sols calcimagnésiques bruns calcaires*, ce sont des sols peu profonds, très calcaires, caillouteux mais de texture équilibrée. On les rencontre en particulier le long des Oueds. Ces sols occupent 11 % de la couverture pédologique du périmètre du Tadla. Les sols faiblement représentés dans le périmètre sont les sols à sesquioxyde de fer (1 %), les sols hydromorphes (1 %) et les sols peu évolués (4 %).

2.1.2 Géologie

Le Tadla se présente comme une vaste cuvette synclinale asymétrique. Surmontant en discordance un paléozoïque schistoquartzitique, fortement plissé et faillé, la série sédimentaire du Tadla s'échelonne vraisemblablement du Crétacé au Quaternaire. La séquence lithostratigraphique des formations rencontrées se présente comme suit (BRGM, 1993) :

- Trias : séries argilogrézeuse, basaltique, argilosalfère ;
- Infralias et Lias : argilodolomitique ;
- Infracénomanien : silicoclastique, à argile rouge et grès gris ;
- Cénomanien transgressif : il s'agit principalement de laminites argilocarbonatées, parfois légèrement évaporitiques (sulfates) ;
- Cénomano-turonien marin : calcaire, à faune marine franche de plate-forme interne à moyenne, et parfois dolomitisé ;
- Sénonien, dit lagunaire, ou évaporitique : fortement développé dans les zones à fortes subsidences ;

- Sénonien marin : formé de biocalcarinites, il se traduit dans le sénonien indifférencié par des intercalations plus calcaires et plus riches en faunes, qui donnent à la formation ses propriétés aquifères ;
- Éocène : on y distingue des dépôts très alternants à débris phosphatés (beaucoup de dents de poissons, sélaciens...) ;
- Mioplioquaternaire : le miocène est plus ou moins conglomératique. Quant au plioquaternaire les faciès fluviolacustres du Villafranchien prennent une grande place.

2.1.3 Hydrogéologie

Le complexe aquifère de la plaine du Tadla s'étend sur une large portion (10 000 km²) du bassin moyen de l'Oum Erbia. Il est décrit comme étant une succession d'unités hydrogéologiques d'importance hydraulique variable. Ce système aquifère multicouche se compose de quatre aquifères principaux qui hydrauliquement, sont étroitement liés. Ce sont de bas en haut : l'aquifère carbonaté du Turonien, localement Cénomano-turonien ; l'aquifère carbonaté du sénonien ; l'aquifère calcaréosableux de l'Éocène ; et les aquifères alluvionnaires mioplioquaternaires (BRGM, 1993). Ces aquifères présentent une épaisseur et un toit qui augmentent généralement de l'est vers l'ouest pour chaque horizon géologique dans cette série sédimentaire.

L'aquifère du Mioplioquaternaire est représenté par un complexe fluviolacustre très hétérogène, formé essentiellement par une alternance de marnocalcaires, calcaires lacustres et conglomérats. Cette entité hydrogéologique bien individualisée se compose de deux nappes situées de part et d'autre de l'Oum Erbia : nappe de Béni Amir et nappe de Béni Moussa.

2.1.3.1 Nappe de Béni Amir

La nappe phréatique du périmètre de Béni Amir s'écoulant du NE vers le SW, a une forme elliptique, et circule dans un complexe d'âge plioquaternaire, correspondant à une série continentale fluviolacustre très hétérogène s'étendant sur environ 600 km² et composée essentiellement par des alternances de marnes, de calcaires plus ou moins marneux et de conglomérats polygéniques à ciment argileux. Des limons localement à concrétions calcaires, et des conglomérats attribués au Quaternaire surmontent ces alternances.

Ainsi, la nappe phréatique de Béni Amir est contenue dans des formations superficielles peu perméables. Son mur se situe au sommet d'une formation phosphatée éocène à une profondeur de 90 m correspondant à des argiles dolomitiques. Son épaisseur croît du nord vers le Sud, elle est comprise entre 50 et 100 m sur la majeure partie de son étendue. Elle atteint des valeurs extrêmement importantes comprises entre 200 m et 250 m au sud-ouest du périmètre. Le volume mobilisable de cette nappe est de 190 Mm³. Quant à ses caractéristiques hydrauliques, les valeurs de transmissivité sont généralement comprises entre $1 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ et $1 \cdot 10^{-1} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ reflétant l'hétérogénéité importante, tant verticale qu'horizontale, du réservoir. Les valeurs du coefficient d'emménagement de cet aquifère à nappe libre, varient, en règle générale entre 0,01 et 0,1 (BRGM, 1993).

2.1.3.2 Nappe de Béni Moussa

Elle s'étend sur une superficie de 885 km² environ. Les formations miopliocènes constituant l'aquifère de Béni Moussa sont semblables à celles déposées dans la plaine de Béni Amir. Elles correspondent à une série fluviolacustre extrêmement hétérogène formée essentiellement d'alternance de calcaires, de marnes et de conglomérats. L'épaisseur des formations continentales déposées au niveau de la plaine des Béni Moussa est extrêmement variable, elle varie entre 150 m et peut dépasser 600 m. Le volume mobilisable de cette nappe est de 250 Mm³. La transmissivité de cet aquifère varie entre $1 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ et $5 \cdot 10^{-1} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Les valeurs du coefficient d'emmagasinement oscillent généralement entre 0,06 et 1 (BRGM, 1993).

L'alimentation des nappes phréatiques de Béni Amir et Béni Moussa se fait naturellement par les précipitations, l'infiltration des eaux de surface et les apports latéraux, et artificiellement par percolation des eaux d'irrigation qui constituent l'essentiel de la recharge des deux nappes. Cette recharge par les eaux d'irrigation se fait pratiquement sur toute l'année avec des maxima pendant la période de forte demande en eau des cultures (avril-juillet). Néanmoins, un apport supplémentaire, bien que difficilement quantifiable, proviendrait vraisemblablement de la drainance verticale ascendante depuis les aquifères sous-jacents notamment au niveau de Béni Amir.

Les sorties de ces nappes correspondent principalement : au drainage artificiel par l'intermédiaire du réseau de drains (d'une longueur de 1 703 km), au drainage naturel par l'Oued Oum Erbia, aux sorties artificielles constituées par les pompages agricoles ou pour l'alimentation en eau potable et industrielle, et à l'évaporation directe.

2.2 Méthodologie

Les données concernant l'état des lieux de la contamination des ressources en eau souterraines par les nitrates dans le périmètre irrigué du Tadla sont obtenues à partir d'une base de données régionale constituée par l'Office régional de mise en valeur agricole du Tadla (ORMVAT) dans le cadre de son programme de suivi de l'environnement. Le suivi est réalisé dans un réseau optimisé de 100 puits représentatifs de la région d'étude (*figure 2*). Les paramètres utilisés dans le cadre de cette étude sont la teneur en nitrates des eaux souterraines déterminée in situ par réflectométrie (période août 96-avril 98), et le niveau de la nappe par rapport au sol mesuré par le biais d'une sonde (période octobre 95-avril 98).

Les facteurs ayant une action directe ou indirecte sur le processus de pollution sont déterminés au niveau d'un réseau de 40 sites représentés par des parcelles agricoles (*figure 2*). Les critères de base pour le choix du réseau de suivi de la nappe et du sol sont rapportés par AMMATI *et al.* (1995).

2.2.1 Facteurs du milieu physique

La vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol en milieu saturé est déterminée en trois mesures par site par la méthode du double anneau. Le volume d'eau ajouté est mesuré au cours du temps dans l'anneau intérieur, alors qu'une lame d'eau de 3 cm est maintenue constante par des apports continus d'eau à

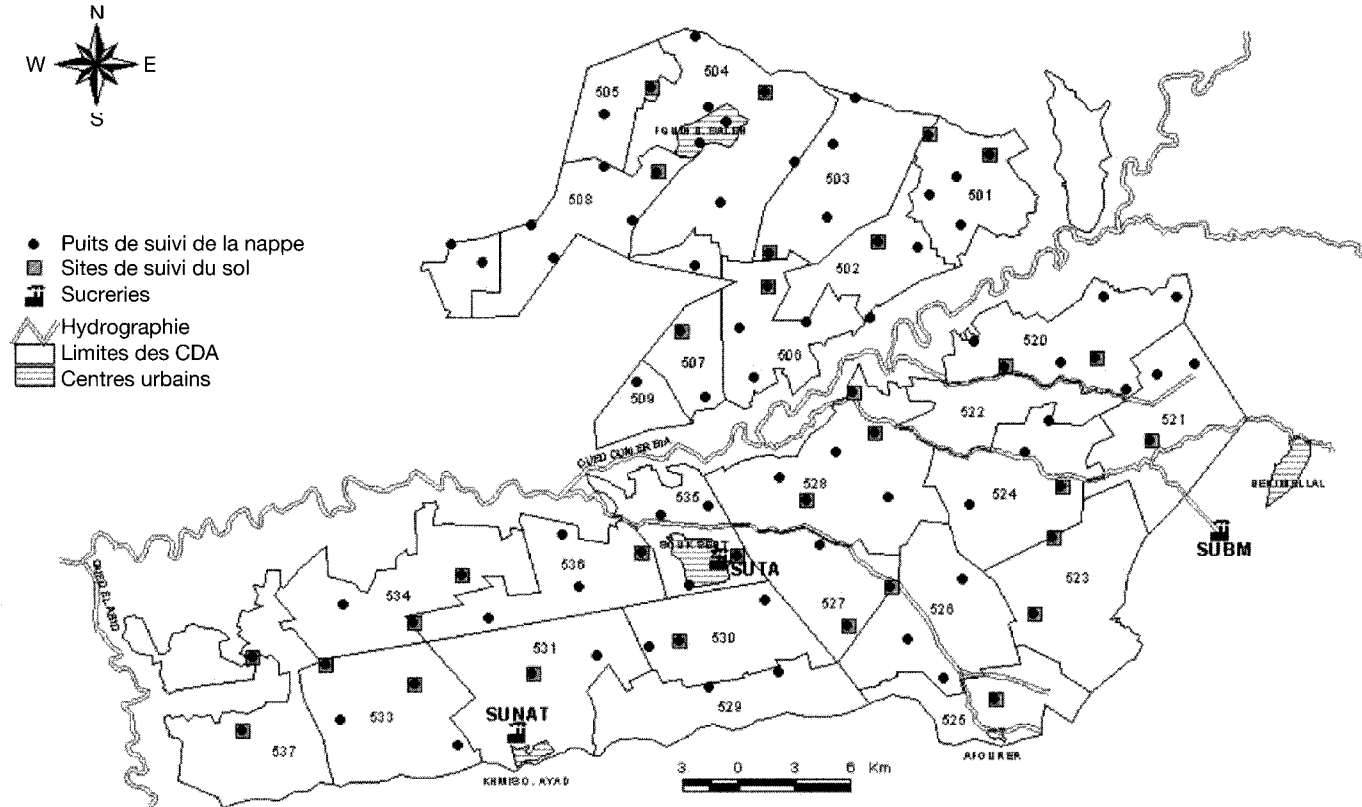


Figure 2 Réseau de suivi et de surveillance de la qualité des sols et des eaux dans le périmètre du Tadla.
Monitoring network of the ground water and soil qualities in Tadla.

l'intérieur des deux anneaux. Les mesures se poursuivent après la saturation du sol et se terminent après stabilisation de la vitesse d'infiltration.

Des échantillons composites du sol constitués à partir de 8 prélèvements par site pour les profondeurs 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm sont soumis aux analyses suivantes :

- granulométrie (pipette de Robinson ; DAY, 1956) : les particules du sol sont séparées par tamisage après destruction de la matière organique et solubilisation du carbonate de calcium (0,05 mm à 2 mm) et par sédimentation selon la loi de stockes après dispersion des particules plus fines ($< 0,05$ mm) ;
- pH (rapport sol/eau = 1/2,5), mesuré à l'aide d'un pH-mètre ;
- capacité d'échange cationique (CHAPMAN, 1965) : la saturation du complexe adsorbant du sol par l'ion Na^+ est réalisée par une solution d'acétate de sodium. L'excès du sodium non adsorbé est éliminé par lavage avec l'éthanol absolu. Le sodium adsorbé est ensuite déplacé vers la solution du sol par une solution d'acétate d'ammonium et dosé par photométrie ;
- carbone organique (WALKLEY et BLACK ; NELSON et SOMMERS, 1975) : l'oxydation à la température ambiante de la matière organique du sol est réalisée par une solution de bichromate de potassium en milieu sulfurique (H_2SO_4 concentré). Le bichromate de potassium en excès est titré en retour par un réducteur : le sel de Mohr (SO_4Fe , $\text{SO}_4(\text{NH}_4)_2$, $6\text{H}_2\text{O}$) ;
- azote total (kjeldahl ; BREMNER, 1960) : la minéralisation à chaud de la matière organique azotée du sol est effectuée par une solution d'acide sulfurique concentrée en présence d'un catalyseur. L'azote ammoniacal est ensuite déplacé en milieu basique par distillation et fixé par l'acide borique. Le dosage est effectué par une solution d'acide sulfurique.
- pouvoir de minéralisation du sol déterminé en double sur la profondeur du sol 0-60 cm, par la méthode d'incubation anaérobie décrite par WARING et BREMNER (KEENEY, 1982) qui consiste à mesurer la production d'azote ammoniacal après une semaine d'incubation à une température de 40°C sous des conditions d'engorgement. L'azote ammoniacal est dosé par distillation. L'indice de minéralisation anaérobie est obtenu en faisant la différence entre la quantité d'ammonium accumulée après 7 jours d'incubation du sol, et celle initialement présente dans le sol. Comparée à d'autres méthodes biologiques et chimiques, la méthode d'incubation anaérobie a été recommandée par plusieurs auteurs grâce à la bonne corrélation de ses indices de minéralisation à l'azote prélevé et à la matière sèche produite par la plante (KEENEY, 1982 ; SOUDI, 1988).

Les paramètres ainsi déterminés sont présentés sous forme de cartes thématiques dans un Système d'information géographique (ARC/Info, Projet MRT).

Une analyse statistique en composantes principales (ACP) a été effectuée par le biais du logiciel STATITCF (version 5, copyright-1987-1988-1991) pour rechercher parmi les paramètres analysés, les facteurs du milieu physique qui expliquent mieux les teneurs en nitrates des eaux souterraines. Cette analyse a concerné les campagnes de mesures relatives aux mois août 96, octobre 97 et avril 98. Les facteurs pris en compte sont la teneur moyenne en argile sur la couche (0-100 cm) du sol (%A), la teneur en matière organique (%MO) et en

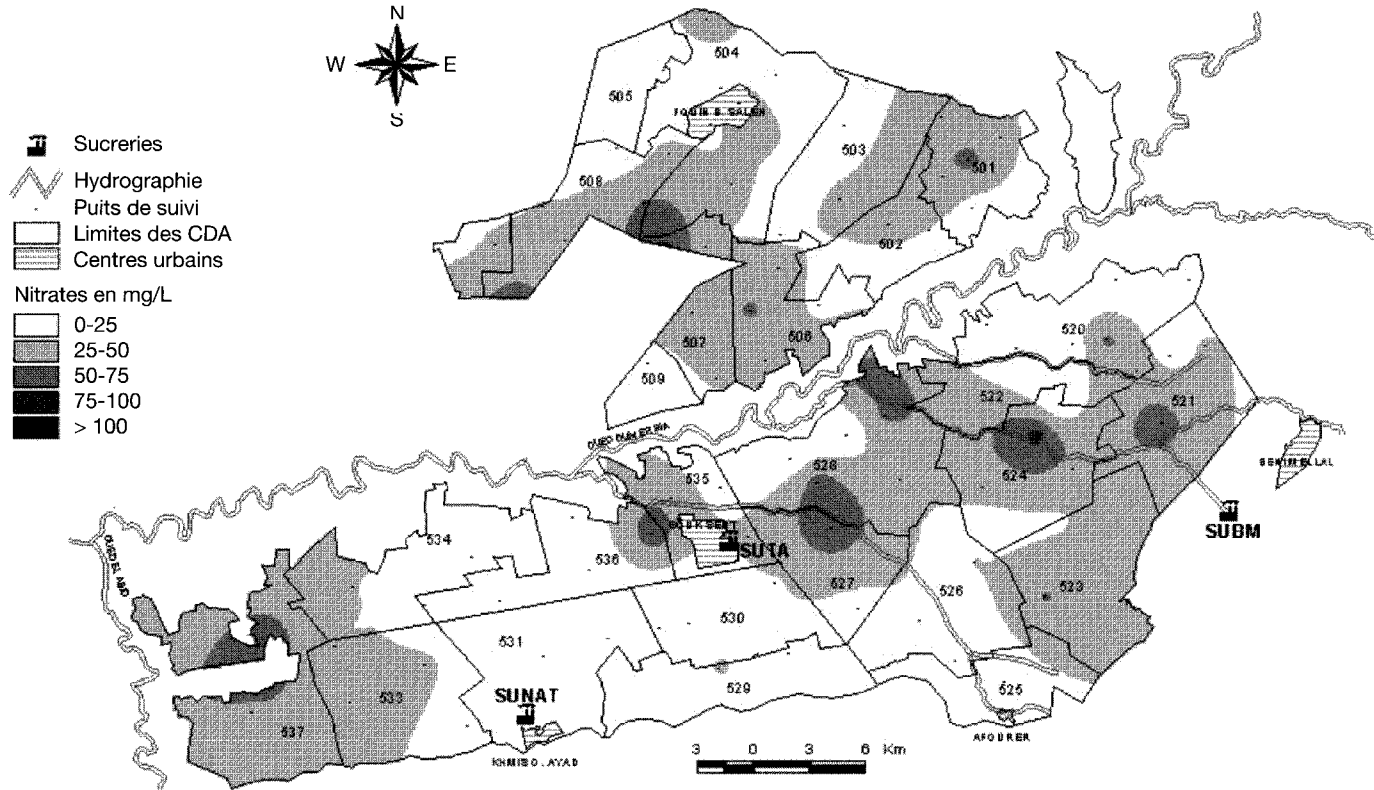


Figure 3 Distribution spatiale de la teneur en nitrates des eaux souterraines du périmètre irrigué du Tadla (février 1997).
Spatial distribution of the ground water nitrate content in Tadla (February 1997).

azote total (%N) de la couche (0-20 cm) ; l'indice de minéralisation anaérobie de la couche (0-60 cm) (IM), la vitesse d'infiltration de l'eau dans la couche superficielle du sol en milieu saturé (Ks) et le niveau de la nappe phréatique par rapport à la surface du sol (NNS). L'ACP a été réalisée pour des données individuelles des teneurs en nitrates des eaux souterraines (NO_3 ind) relatives aux puits du réseau du suivi du sol (40 puits) et pour les données moyennes (NO_3 moy) intégrant les puits avoisinants (60 puits restants).

2.2.2 Pratiques agricoles

Les pratiques culturales adoptées au Tadla ont été déterminées par une enquête auprès des 40 agriculteurs du réseau de suivi de la qualité des sols. Le questionnaire de l'enquête comporte des informations concernant l'occupation des sols pour les trois années 94-95 ; 95-96 et 96-97 (superficies cultivées, successions culturales et rendement), la fertilisation azotée minérale et organique (dose apportée, forme d'engrais, mode et date d'apport...) et l'irrigation (origine de l'eau, dose et fréquence d'irrigation par culture). L'enquête a intéressé toutes les parcelles exploitées par les agriculteurs du réseau. Les données de l'enquête jugées non représentatives n'ont pas été présentées. Elles ont été remplacées, dans certains cas par les données de l'ORMVAT.

3 – RÉSULTATS

3.1 Situation actuelle de la pollution nitrique

Les résultats de mesure révèlent que les teneurs en nitrates des eaux souterraines sont très variables d'un puits à l'autre. Elles se situent, durant la période de suivi, entre 3 et 228 $\text{mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ dans la zone de Béni Amir et entre 6 et 152 mg NO_3 dans la zone de Béni Moussa. Par ailleurs, l'augmentation des concentrations en nitrates est nettement claire au niveau de quelques puits durant la période août 96-avril 98.

La distribution des 100 puits en classes de concentrations en nitrates des eaux souterraines durant la période août 96-avril 98 est présentée dans le *tableau 1*. La majorité des puits se situent dans la classe 0-25 $\text{mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (22 à 35 puits) et 25-50 $\text{mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ (43 à 55 puits) sauf pour le mois d'octobre 97 où ce pourcentage a diminué au détriment d'une hausse du nombre de puits appartenant à la classe $> 50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. En effet, en ce mois le nombre de puits qui présentent des teneurs en nitrates qui dépassent 50 $\text{mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, a atteint 50. Durant la période de suivi, les concentrations en nitrates des eaux souterraines dépassant 100 $\text{mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ont été observées dans 1 à 6 puits avec un maximum également en octobre 1997.

L'examen des cartes de la distribution spatiale de la teneur en nitrates des eaux souterraines dans le périmètre du Tadla (*figure 3 et 3 bis*) met en évidence des sites nettement pollués par les nitrates aux alentours des agglomérations urbaines essentiellement Fquih Ben Saleh et Souk Sebti, et à l'aval des sucres SUTA, SUBM et SUNAT. À côté de cette pollution ponctuelle, certains puits se trouvant en aval de Béni Amir présentent une teneur en nitrates qui

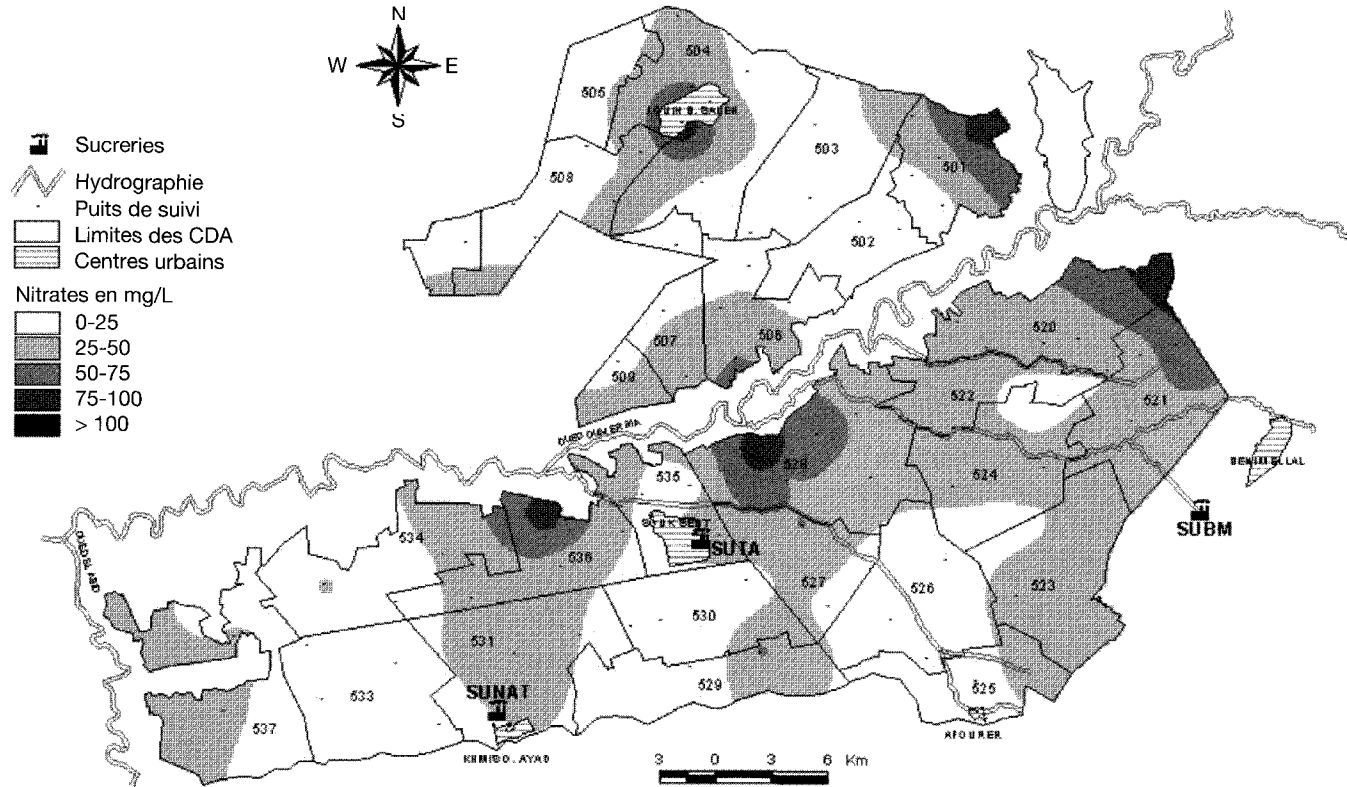


Tableau 1 Distribution des puits en fonction de la concentration en nitrates des eaux souterraines durant la période août 1996-avril 1998.

Table 1 Wells distribution as function of ground water nitrate concentration during the period from August 96 to April 98.

Teneurs en nitrates (mg NO ₃ -L ⁻¹)	Nombre de puits						
	Août 96	Février 97	Août 97	Octobre 97*	Décembre 97*	Février 98*	Avril 98*
0-25	29	26	22	15	32	35	32
25-50	55	44	48	35	44	43	47
> 50	16	30	30	50	14	20	16
50-100	13	25	27	44	11	19	12
> 100	3	5	3	6	3	1	4

* Pour les mois décembre 97, février 98 et avril 98, quelques puits n'ont pas été prospectés à cause de la difficulté d'accès aux pistes en raison des pluies.

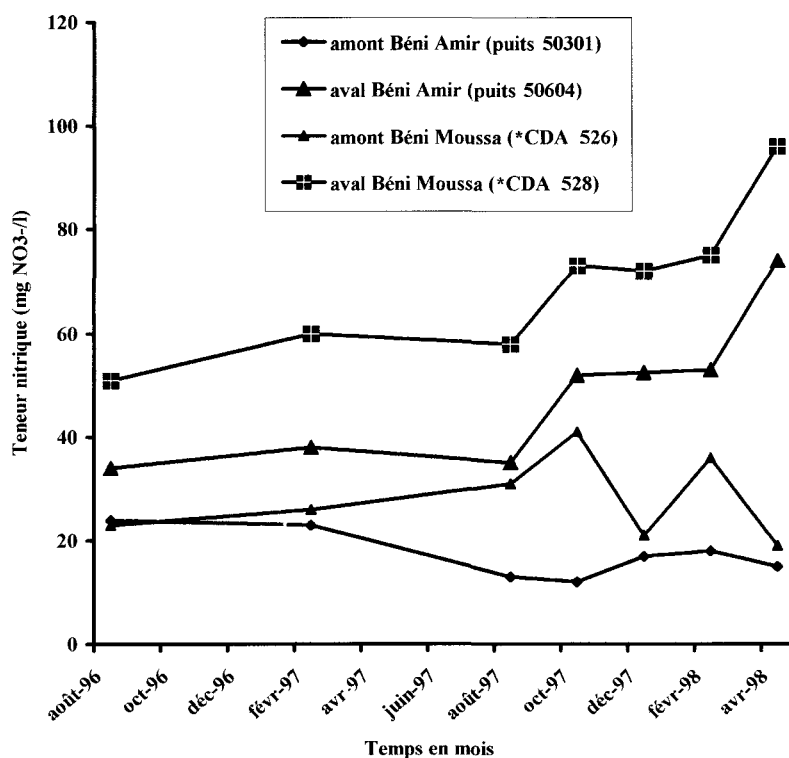


Figure 4 Évolution de la teneur moyenne en nitrates des eaux souterraines dans les nappes de Béni Amir et Béni Moussa.

Evolution of the ground water nitrate content in Beni Amir and Beni Moussa.

dépasse $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. Les puits situés plus en amont respectent en général cette norme. La distribution spatiale des nitrates dans les eaux de la nappe de Béni Amir, est caractérisée par une tendance d'accumulation d'amont en aval hydraulique de la nappe, nettement visible dans la *figure 4*. Dans les Béni Moussa, les sites pollués se situent généralement en aval et à l'est des Béni Moussa Est. Ils sont très souvent classés suivant leur teneur en nitrates dans la classe $> 100 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. Les sites situés en amont de cette zone ne sont pas sensiblement touchés par cette pollution (*figure 4*). Quand à Béni Moussa Ouest, les teneurs en nitrates se situent souvent dans les classes $0\text{-}25 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ et $25\text{-}50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. Néanmoins, certains sites situés en aval du sens d'écoulement de la nappe connaissent une augmentation de la teneur en nitrates. Mais la zone de Béni Moussa ouest reste en général moins polluée que Béni Moussa est.

3.2 Causes de la pollution nitrrique

3.2.1 Facteurs du milieu physique

D'après les cartes de la distribution spatiale du niveau des nappes par rapport au sol (*figure 5* et *5 bis*), on constate que les nappes sont situées à une profondeur importante par rapport à la surface du sol ($> 12 \text{ m}$) au piémont de l'Atlas : en amont de Béni Amir et Béni Moussa, la valeur maximale enregistrée étant de 24 m . Cette profondeur devient faible au centre du périmètre et en bordure de l'Oued Oum Erbia où elle se situe entre 4 et 12 m et même par moment et par endroit à un niveau inférieur à 4 m . Si on examine l'évolution du niveau des nappes par rapport au sol, durant la période (octobre 1995-février 1998), on constate une stabilisation du niveau des nappes en amont de Béni Amir (*figure 6*) tandis qu'une remontée continue au cours du temps est notée dans le reste du périmètre (*figures 6* et *7*).

Les sols du périmètre ont un pH basique (8 à $9,12$). Ils présentent généralement une texture fine (limonoargileuse et argilolimoneuse) à très fine (argileuse). La texture limonoargilosableuse n'est représentée que dans deux sites situés en amont de Béni Amir (*figure 8*). La distribution spatiale de la texture des sols révèle que dans la zone de Béni Amir, il y a une prédominance des sols limonoargileux (LA, LAF) dont la teneur en argile est comprise entre 29% et 40% (*figures 8* et *9*) et dont la capacité d'échange cationique (CEC) est moyenne (12 à $25 \text{ méq}/100 \text{ g}$). En revanche dans Béni Moussa, les sols ayant cette texture, sont localisés au niveau de deux zones : une, située à l'est, et l'autre à l'ouest. Dans le reste de la zone, se trouvent les sols argileux et argilolimoneux (A et AL) à forte teneur en argile (40% à 55%). La CEC des sols de Béni Moussa est moyenne à élevée (25 à $30 \text{ méq}/100 \text{ g}$).

Les sols ayant une vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol en milieu saturé (K_s) faible à très faible ($5 < K_s < 20 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$) sont situés dans Béni Moussa au sud-ouest de Souk Sebt (*figure 10*). À part cette zone peu perméable, les autres sites présentent tous des sols perméables ($20 < K_s < 100 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$) à extrêmement perméables ($200 < K_s < 450 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$) avec 80% des sols ayant des valeurs de K_s comprise entre 20 et $200 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$.

Les teneurs en azote total (NT) du sol, varient entre $0,08 \%$ et $0,20 \%$ avec une prédominance des sols ayant des teneurs en NT allant de $0,12 \%$ à $0,15 \%$

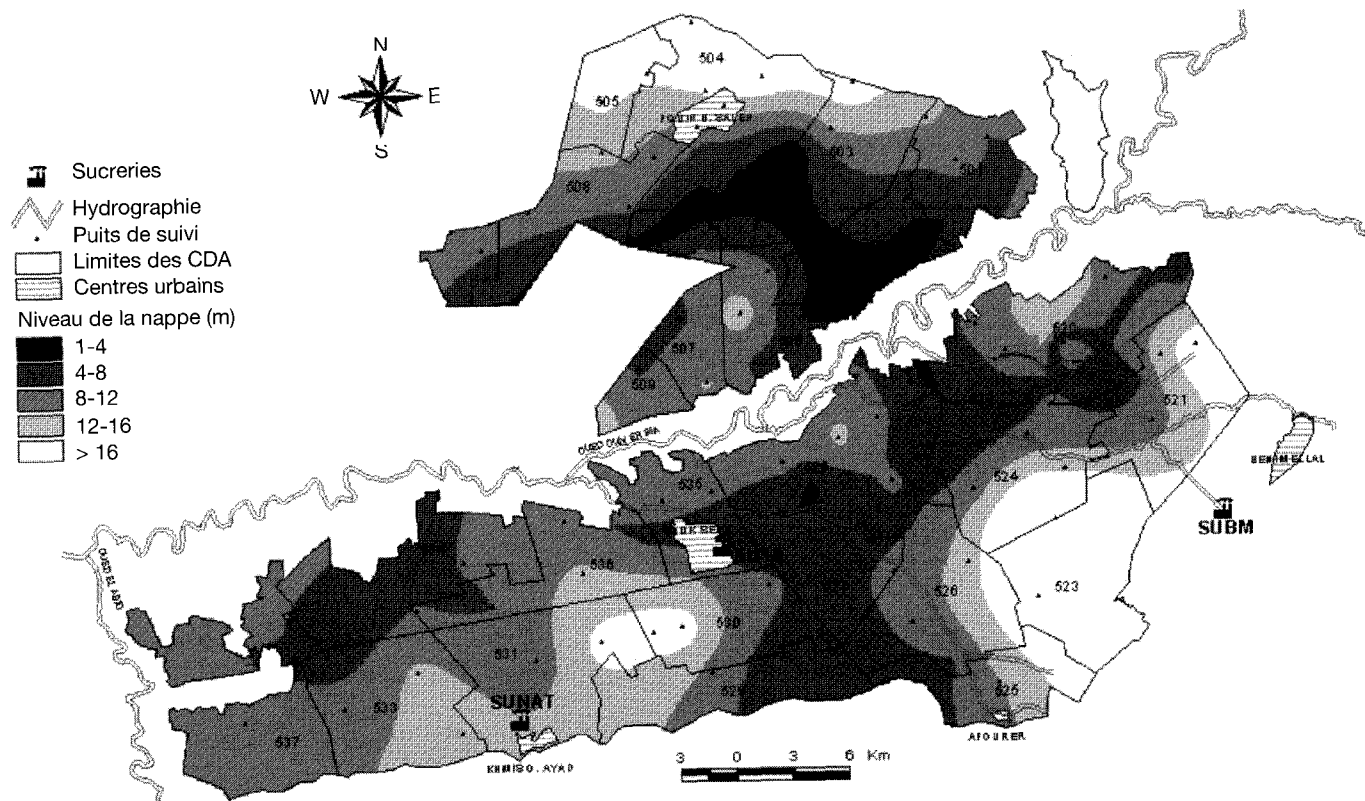


Figure 5

Distribution spatiale de la profondeur de la surface libre de la nappe phréatique par rapport au sol dans le périmètre irrigué du Tadla (octobre 1996).

Spatial distribution of the depth of the water table level from the soil surface in Tadla (October 1996).

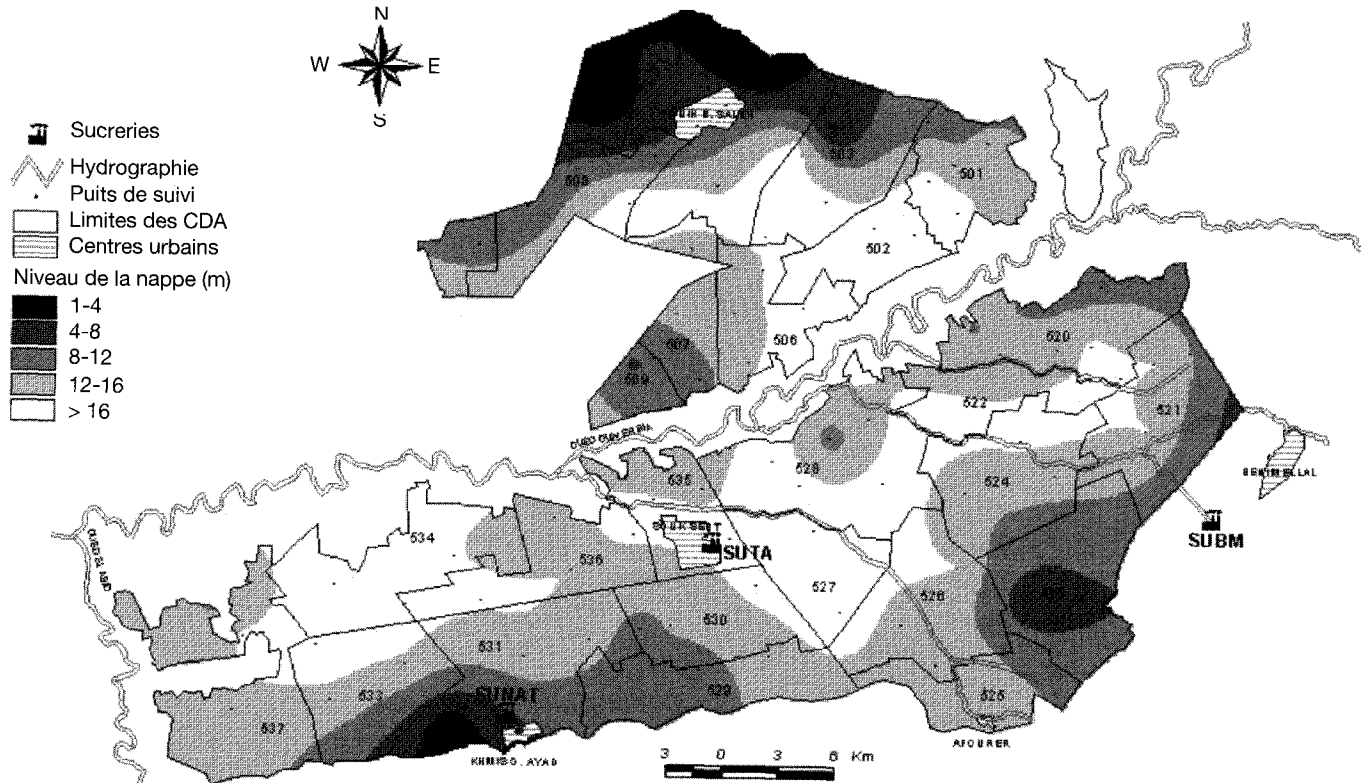


Figure 5 bis Distribution spatiale de la profondeur de la surface libre de la nappe phréatique par rapport au sol dans le périmètre irrigué du Tadla (avril 1998).

Spatial distribution of the depth of the water table level from the soil surface in Tadla (April 1998).

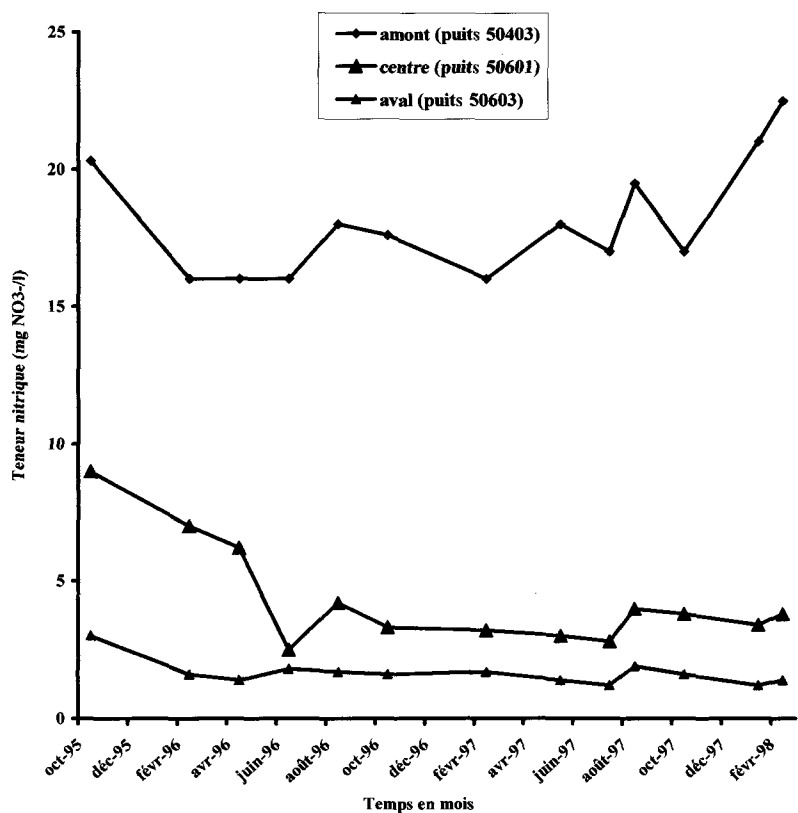


Figure 6 Évolution du niveau de la nappe phréatique par rapport au sol dans la zone de Béni Amir.
Evolution of the water table level relative to the soil surface in Beni Amir.

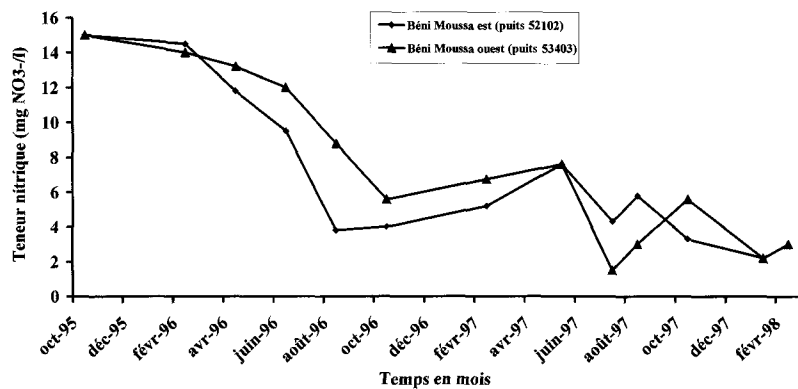


Figure 7 Évolution du niveau de la nappe phréatique par rapport au sol dans la zone de Béni Moussa.
Evolution of the water table level relative to the soil surface in Beni Moussa.

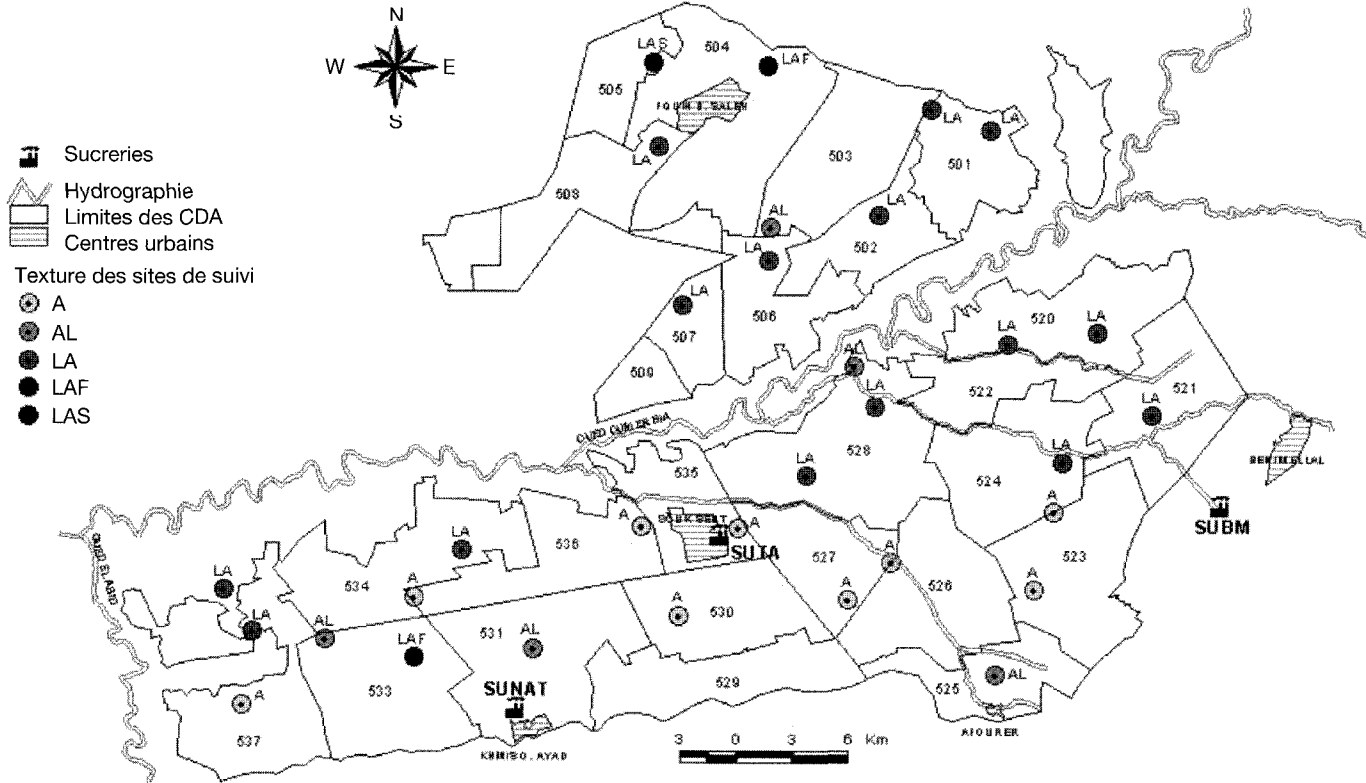


Figure 8 Texture du sol dans les sites de suivi.

Figure 8 Soil texture at the monitoring sites.

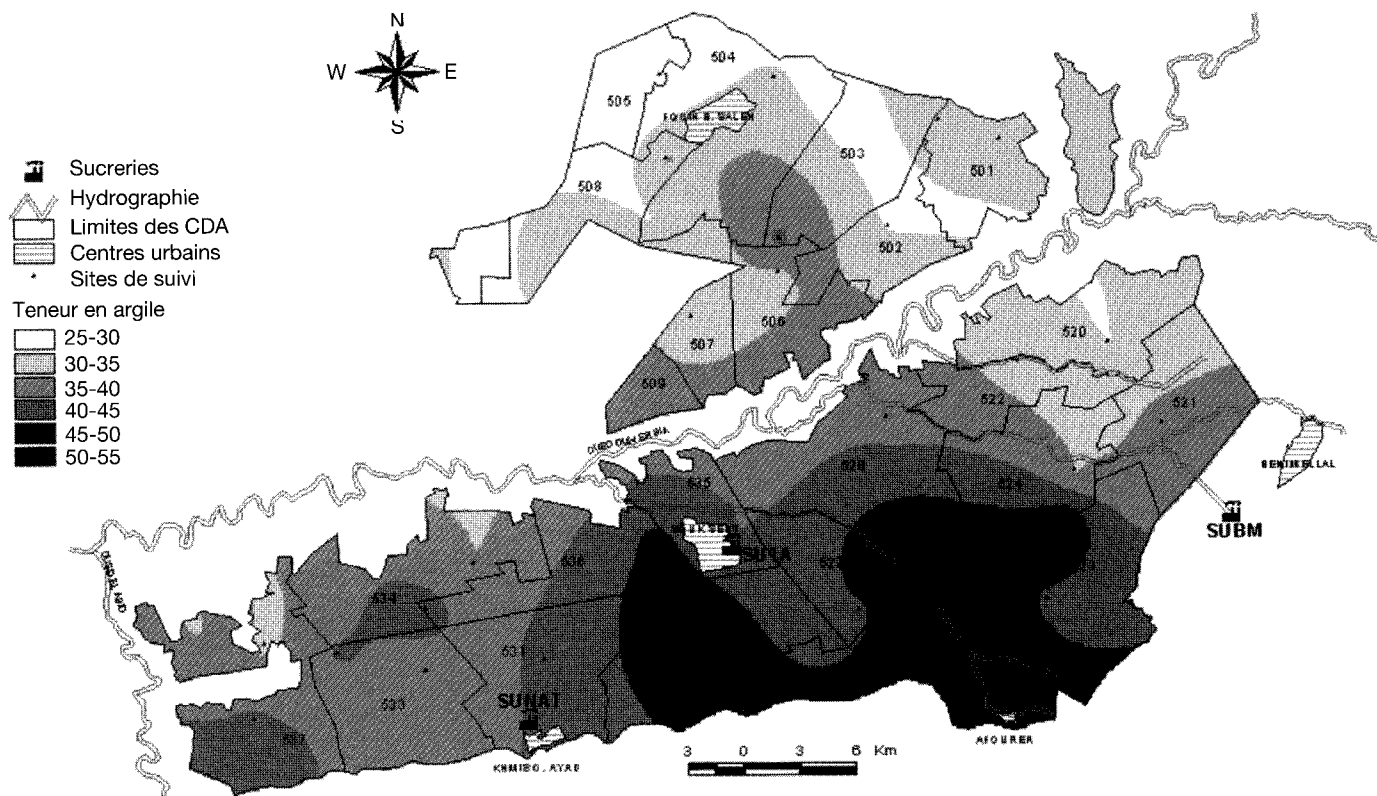


Figure 9 Distribution spatiale de la teneur en argile des sols.
Spatial distribution of the soil clay content.

qui couvrent la majorité des deux zones : Béni Amir et Béni Moussa (*figure 11*). Les teneurs extrêmes en matière organique (MO) des sols sont 1,5 % et 3,5 %. Mais, la majorité des sols (75 %) présentent des teneurs en MO comprises entre 1,5 % et 2,5 % (*figure 12*). Le rapport carbone/azote C/N des sols varie entre 8,38 et 12,25 avec une moyenne de 9,64.

Les indices de minéralisation évalués par incubation anaérobie dans la couche 0-60 cm du sol varient entre 100 et 600 kg N/ha dont 52 % en moyenne proviennent de la couche 0-20 cm du sol. Les sols prédominants présentent des pouvoirs de minéralisation de 200 à 400 kg N/ha. Ils sont notés au centre des Béni Moussa et dans la majeure partie de Béni Amir (*figure 13*).

3.2.2 Pratiques agricoles

L'analyse des résultats de l'enquête et des données de l'ORMVAT montre que les superficies agricoles prédominantes varient entre 3 et 20 ha, la superficie maximale enregistrée étant de 296 ha. La céréaliculture prédomine dans la totalité du périmètre et la culture qui occupe la deuxième place varie selon les régions. Ainsi, dans la zone de Béni Amir c'est la luzerne puis l'olivier, et dans la zone de Béni Moussa c'est la betterave à sucre puis le maraîchage et l'arboriculture (olivier et agrumes). Les légumineuses sont peu représentées. Les successions culturales pratiquées sont nombreuses, la plus dominante est la rotation blé-betterave. Parmi les cultures maraîchères pratiquées, citons particulièrement le niora, le sésame et l'oignon. Leurs précédents culturaux sont essentiellement des cultures maraîchères ou des céréales. La luzerne est souvent installée après luzerne ou céréales.

Tableau 2 Doses d'azote apportées par les agriculteurs pour les principales cultures et leur comparaison aux normes recommandées.

Table 2 *Levels of nitrogen applied to crops by farmers and a comparison with the recommended applications.*

Culture	Doses recommandées kg/ha	Doses apportées (kg N/ha)				% des agriculteurs dépassant les doses recommandées
		minimale	maximale	moyenne	CV %	
Betterave	220	187	1 075	385	48	93
Blé	120	0	410	150	70	64
Maïs	120	0	300	135	83	42
Luzerne	10	0	460	106	102	73
Niora	250	200	500	280	27	62
Oignon	160	80	510	198	66	54
Haricot	50-60	17	193	103	54	91
Fève	25-50	0	184	41	15	38
Olivier	0,8-1*	0	2,38*	1,14	104	67
Agrumes	230	84	657	391	65	75

* (kg/arbre)

Concernant la fertilisation, les doses d'engrais azotés apportées pour les principales cultures dépassent généralement leurs besoins en azote (*tableau 2*). Ces doses sont excessives essentiellement pour la betterave à sucre, le blé et

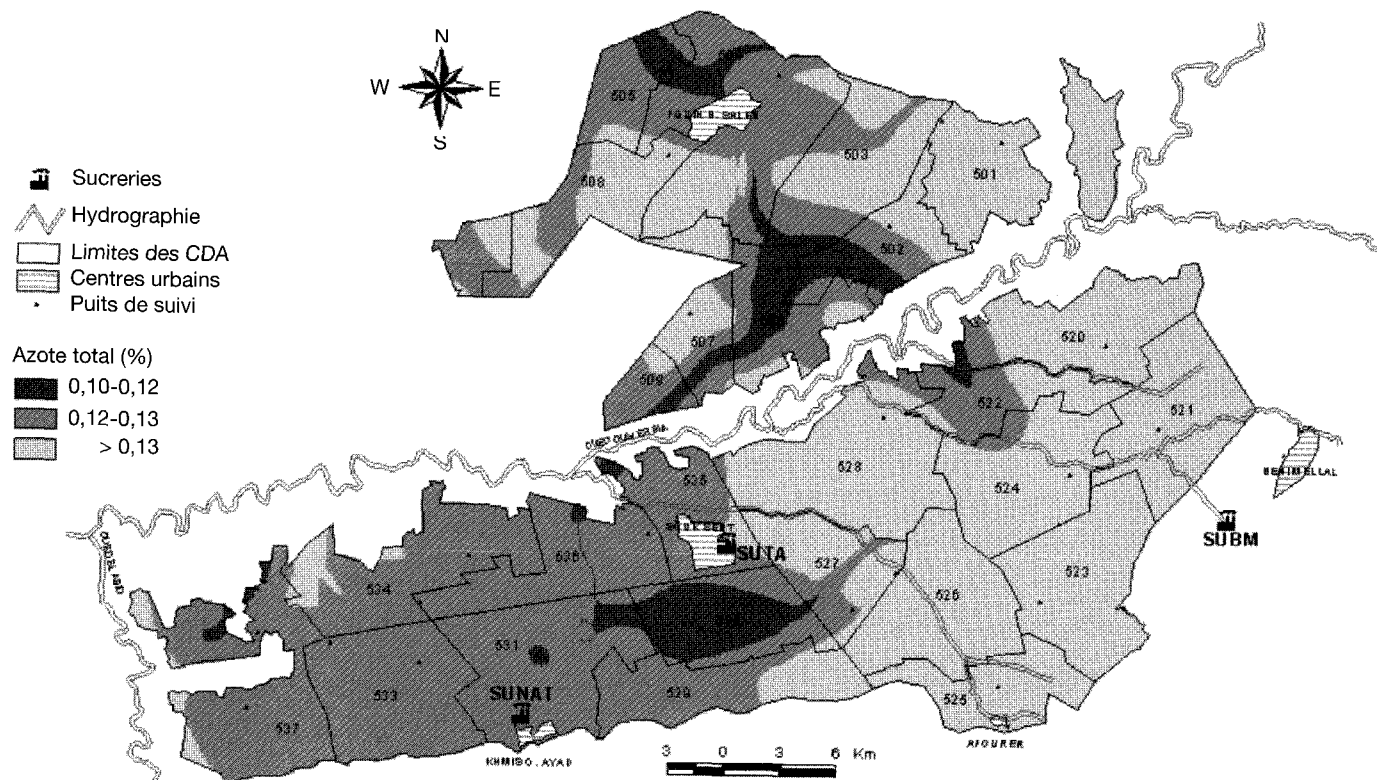


Figure 11 Distribution spatiale de la teneur en azote total du sol.
Spatial distribution of the soil total nitrogen content.

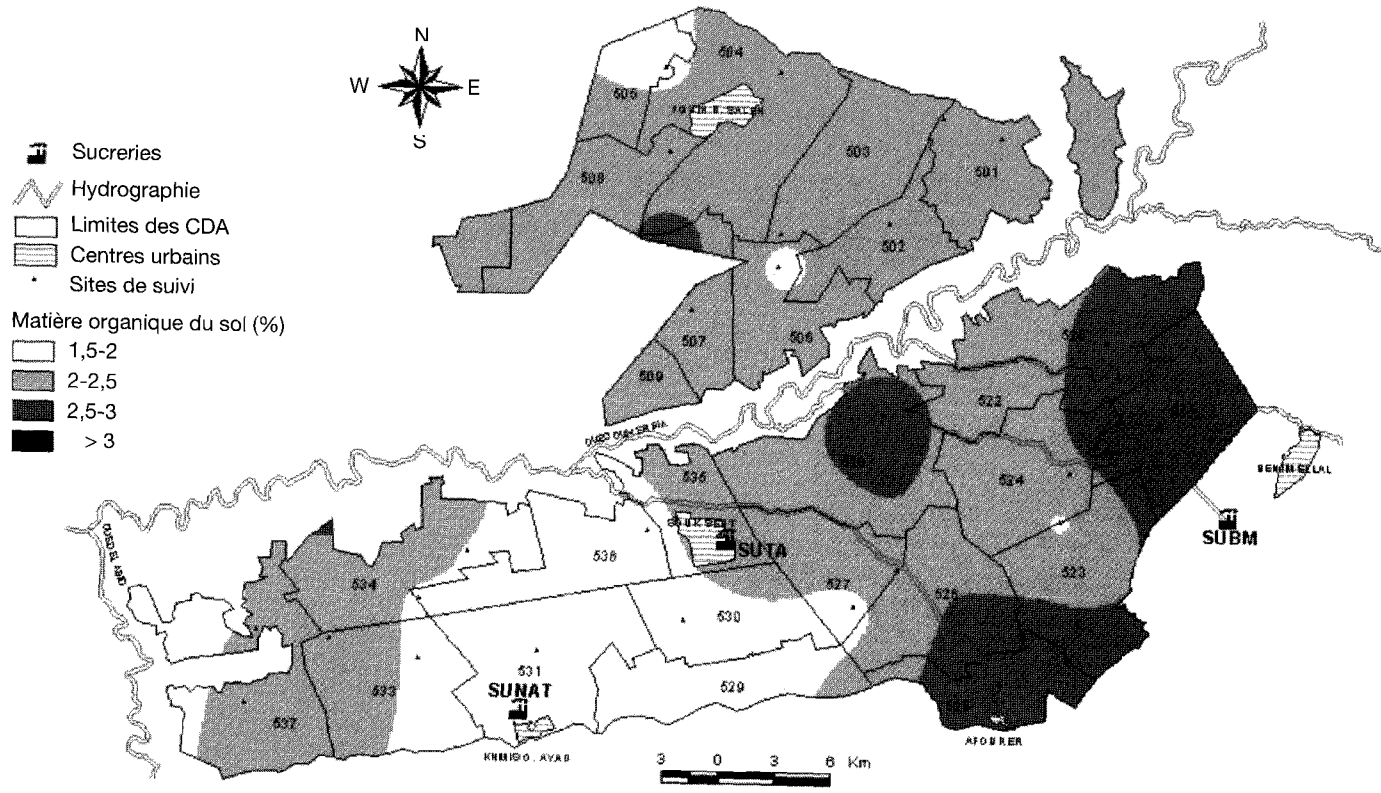


Figure 12 Distribution spatiale de la teneur en matière organique du sol.
Spatial distribution of the soil organic matter content.

les cultures maraîchères. La dose maximale enregistrée pour la betterave étant de 1 075 kg N/ha. Le pourcentage d'agriculteurs qui apportent des doses excédentaires varie de 38 % à 93 % suivant les cultures pratiquées. Les engrais composés sont utilisés au semis comme engrais de fond (14-28-14 et 13-26-13). L'urée, l'ammonitrate et le sulfate d'ammonium sont fractionnés et utilisés comme engrais de couverture pendant les stades critiques des cultures.

La fumure organique est également pratiquée dans le périmètre dans 18 % à 58 % des cas suivant les cultures. Par ordre d'importance, les cultures qui reçoivent du fumier sont essentiellement la betterave, la luzerne, les cultures maraîchères et l'olivier. Les doses maximales peuvent atteindre 80 t/ha de fumier alors que les normes recommandées ne dépassent guère les 40 t/ha.

Les données quantitatives de l'enquête concernant l'application de l'eau à la parcelle ne sont pas très précises et parfois aberrantes. Le débit est maîtrisé ($25 \text{ à } 30 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$) mais le temps d'irrigation estimé par les agriculteurs reste approximatif et varie énormément. Un diagnostic sérieux de l'irrigation nécessite des mesures in situ. Néanmoins, notons que pour la même culture, les doses, le nombre et les volumes d'arrosage, sont variables et dépassent très souvent ceux recommandés par l'ORMVAT. Les eaux souterraines sont généralement utilisées comme complément des eaux superficielles pour satisfaire les besoins en eau des cultures.

4 – DISCUSSION ET CONCLUSION

Dans le périmètre irrigué du Tadla, la pollution nitrique des eaux souterraines est de deux natures. La contamination ponctuelle est liée aux eaux usées urbaines et agro-industrielles rejetées dans des drains sans aucun traitement préalable. Ceux-ci conduisent les eaux usées jusqu'à l'Oued Oum Erbia après un parcours plus ou moins long. Ces rejets ont été estimés à 1 118 t N/an pour les 7 centres urbains du périmètre et à 538 t N/an pour les trois sucreries (FAO/Banque mondiale, 1995). Cette pollution a été nettement mise en évidence à Fquih Ben Saleh, et à l'aval de la ville de Béni Mellal et des 3 sucreries SUBM, SUTA et SUNAT (*figures 3 et 3 bis*). Signalons également que certains agriculteurs de la zone est de Béni-Moussa réutilisent les eaux usées de la ville de Béni Mellal en agriculture. Cette pratique concourrait à l'augmentation de la teneur en nitrates des eaux souterraines dans cette région. La contamination diffuse est liée aux pratiques culturales adoptées par les agriculteurs de cette région. Parmi les cultures pratiquées, le maraîchage et l'arboriculture (oliviers et agrumes) occupent une place importante. Vu leur besoin élevé en eau et en azote, ces cultures peuvent générer des pertes en nitrates dans le sol, ce qui expliquerait les pics en nitrates des eaux souterraines, enregistrés au mois d'octobre, juste après la saison estivale. Le caractère généralisé de cette pollution appuie cette hypothèse et serait en faveur d'une pollution d'origine agricole liée à des apports excessifs en eau et en engrais azotés pour les cultures d'été. À ces facteurs polluants, s'ajoute le pouvoir de minéralisation des sols qui devient intense pendant l'été compte tenu des conditions hydriques et thermiques du sol favorables, pour la microflore minéralisatrice (CHIANG *et al.*, 1983 ; SOUDI, 1988 ; SOUDI *et al.*, 1990b).

L'importance de l'occupation du sol dans la détermination du risque de pollution des eaux souterraines par les nitrates a été, en effet, mise en évidence par plusieurs auteurs (BAUDER *et al.*, 1993 ; FLETCHER, 1991 ; JUERGENS, 1989 ; MATTHIAS *et al.*, 1993). Ainsi une étude réalisée au niveau des nappes superficielles en Wallonie (Belgique) a révélé une forte corrélation entre le mode d'occupation de l'espace et les teneurs en nitrates des eaux souterraines. Elle a permis de montrer le rôle protecteur de la forêt, l'influence mineure des prairies, l'impact majeur des cultures et la faible incidence de l'habitat en raison de son caractère dispersé et de la faible densité de la population (DEMARETS *et al.*, 1995). La fertilisation azotée telle qu'elle est pratiquée par les agriculteurs de la région est excessive même pour les autres cultures (blé, betterave et luzerne). Elle ne tient pas compte de la fumure organique, des résidus de récolte et des fournitures naturelles du sol, et peut ainsi générer dans le sol après récolte, des quantités importantes d'azote minéral résiduel essentiellement sous forme nitrrique (BERDAI *et al.*, 2002). Ces quantités d'azote constitueraient en début de campagne agricole un risque potentiel de pollution des eaux souterraines par les nitrates. En effet, elles seraient sujettes à l'effet de l'irrigation et des pluies à un moment où les sols sont encore nus et les besoins des cultures en azote sont encore faibles (BOHLK et DENVER, 1995 ; BOMMAN *et al.*, 1995 ; MARTIN *et al.*, 1994 ; MATTHIAS *et al.*, 1993 ; NEETESON, 1994 ; VERHAGEN *et al.*, 1998). Par ailleurs, l'irrigation non raisonnée peut entraîner les nitrates en profondeur au cours du cycle cultural (PIXIE et DENNIS, 1995 ; POWER et SCHEPERS, 1989) et peut constituer, dans notre contexte pédoclimatique, le facteur principal de détérioration de la qualité nitrrique des eaux souterraines. Vu son efficience relativement faible, la technique d'irrigation gravitaire, même maîtrisée, ne permet pas l'économie de l'eau et la préservation des ressources en eau souterraines. En effet, la dose objective permettant de ramener l'humidité du sol à sa capacité au champ est généralement largement dépassée à cause des fissures fréquentes dans les sols à texture argileuse après une période de dessiccation ou bien à cause d'un nivellement souvent inadéquat des parcelles. Ainsi, les pertes en eau au cours des arrosages sont importantes et sont responsables d'une part de l'entraînement des nitrates vers les eaux souterraines et d'autre part des remontées du niveau des nappes phréatiques enregistrées depuis la mise en eau du périmètre (DAKKAK, 1996 ; FAOUZI, 2000). Comme le montrent également nos résultats de suivi du niveau des nappes phréatiques par rapport au sol, aucune tendance d'évolution liée à la variation saisonnière du niveau des eaux souterraines n'a été notée au cours de la période de suivi. En effet, en dépit des pompages d'eau à partir de la nappe et l'absence des précipitations pendant la période estivale, le niveau des nappes n'a pas baissé. Ceci serait dû à l'apport de doses importantes d'irrigation essentiellement à partir des eaux de barrage pendant l'été qui aurait compensé ces pertes, ce qui confirme l'hypothèse de recharge de la nappe par les eaux d'irrigation et l'hypothèse de prédominance de la pollution diffuse déjà avancée en début d'automne.

Deux types de facteurs indirects liés à la nature du milieu physique peuvent être mis en évidence dans cette région : ceux qui accentuent et ceux qui limitent le processus de pollution des eaux souterraines par les nitrates. Parmi les facteurs qui joueraient négativement sur la vulnérabilité de la nappe à la pollution nitrrique des eaux souterraines et permettraient en conséquence un contrôle naturel de ce processus, il y a la texture fine du sol, la teneur élevée en

argile et tous les paramètres qui leur sont corrélés, notamment la réserve utile du sol. En effet, la texture fine atténue le risque de pollution nitrique des eaux souterraines par rapport à la texture grossière à cause d'une plus grande capacité de rétention en eau et l'effet retard des phénomènes de percolation favorisés par la microporosité du sol (COSSERATE *et al.*, 1990 ; KOLEMBRANDER, 1981 ; PIXIE et DENNIS, 1995). Toutefois, dans le cas de certains sols argileux se fissurant après des périodes de dessiccation, comme c'est le cas des sols du Tadla, des pertes préférentielles d'eau et des nitrates en profondeur peuvent surgir momentanément en cas d'irrigation ou de fortes pluies (BOOLTINK, 1995). Quant aux autres paramètres étudiés, on peut les classer parmi les facteurs favorisant la pollution de la nappe par les nitrates. En effet, le niveau des nappes est assez proche de la surface du sol dans la majorité des zones de Béni Amir et Béni Moussa (1 m à 8 m) (*figure 5 bis*). Elles se trouvent ainsi directement exposées et donc vulnérables au problème de pollution comme cela a été constaté dans d'autres régions connaissant des problèmes similaires (JUERGENS, 1989 ; POWER et SHEPERS, 1989). Pour les zones où le niveau de la nappe est très faible, on peut même assister à une détérioration de la qualité nitrique des eaux souterraines suite à l'évaporation directe à partir de la nappe (TANDIA *et al.*, 1997). La FAO (1973) avance un chiffre du niveau de la nappe de 2 m par rapport au sol au-dessus duquel l'évaporation devient négligeable.

La vitesse d'infiltration élevée de l'eau en milieu saturé, constitue également un facteur positif de vulnérabilité de la nappe à la pollution nitrique des eaux souterraines (NAVULUR et ENGEL, 1998 ; PIXIE et DENNIS, 1995). Malgré leur texture argileuse, argilolimoneuse ou limonoargileuse, les sols du Tadla sont assez perméables. Ceci montre clairement que la vitesse d'infiltration des sols n'est pas liée uniquement à la texture mais également à la structure du sol (BOOLTINK, 1995), or les sols du Tadla présentent une bonne structure.

En plus de la fertilisation minérale et organique, les fournitures naturelles du sol en azote minéral, constituent une source supplémentaire en azote pouvant accentuer le risque de pollution des eaux souterraines par les nitrates. Ainsi, dans un essai lysimétrique utilisant le ^{15}N , conduit en Slovaquie, les quantités de nitrates lixiviées ont été évaluées à 91,2 et 40,5 kg N/ha respectivement pour deux années d'expérimentation, dont 6,42 % et 3,30 % seulement proviennent de l'engrais azoté (ONDRISIK *et al.*, 1998). Par ailleurs, plusieurs études ont montré que les paramètres favorisant la minéralisation de la matière organique native du sol, jouent également positivement sur la vulnérabilité de la nappe à la pollution nitrique des eaux souterraines. Ainsi, un sol riche en matière organique et en azote total peut fournir des quantités importantes en azote minéral si les conditions écologiques sont favorables à la minéralisation, et perdre plus d'azote dans les eaux infiltrées en profondeur, qu'un sol pauvre en matière organique (BAUDER *et al.*, 1993 ; LZAURRALD *et al.*, 1995 ; YOUNG et MORGAN, 1980). De même, un rapport C/N faible de la matière organique du sol, permettant d'orienter l'activité biologique vers la minéralisation plutôt que vers l'immobilisation (PILBEAM *et al.*, 1998), et un pH neutre à basique, favorable à l'activité des micro-organismes nitrifiants (MOLINA, 1985 ; RECOUS *et al.*, 1997), peuvent être responsable en partie de la pollution nitrique des eaux souterraines. Ainsi, dans des écosystèmes forestiers européens, ces deux paramètres C/N et pH reflétant la chimie de l'humus et le statut d'acidification du sol, expliquent 60 % de la variabilité dans les pertes de lixiviation de l'azote inorganique (DISE *et al.*, 1998). Dans le périmètre irrigué du Tadla, les sols sont

bien pourvus en matière organique et en azote total. Ces teneurs seraient maintenues à un niveau appréciable par l'apport régulier de la fumure organique essentiellement pour la betterave à sucre, la luzerne et les cultures maraîchères. La matière organique du sol présente un rapport C/N faible et le pH du sol est basique. Le pouvoir de minéralisation de la couche 0-60 cm du sol montre des potentialités importantes de fourniture naturelle du sol en azote minéral comme cela a été rapporté par d'autres études similaires (CHIANG *et al.*, 1983 ; SOUDI, 1988 et SOUDI *et al.*, 1990b). Néanmoins, cet indice est indépendant de la teneur des sols en matière organique et en azote total. En effet, les corrélations de l'indice de minéralisation avec ces deux paramètres sont faibles (0,32 et 0,25 respectivement). Ceci montre que le compartiment N facilement minéralisable qui se constitue au fur et à mesure de la mise en culture intensive du sol varie indépendamment des taux d'humus dans le sol. Il dépendrait de l'histoire culturale qui diffère d'une parcelle à l'autre (succession culturale, fertilisation minérale et organique, rendements obtenus, résidus de récolte...). Par ailleurs, les fortes températures couplées à l'irrigation sont favorables pour une minéralisation intense de la matière organique native du sol (SOUDI *et al.*, 1990a), assez caractéristique des régions irriguées à climat méditerranéen. Tous ces facteurs (teneur du sol en MO et en N, C/N, pH, indices de minéralisation et les conditions écologiques) joueraient dans le même sens et pourraient contribuer au processus de pollution nitrique des eaux souterraines dans cette région.

L'analyse en composantes principales montre que compte tenu de leurs corrélations respectives avec l'axe 1 (0,13 ; - 0,13), l'axe 2 (- 0,27 ; - 0,38), l'axe 3 (0,18 ; - 0,11) et l'axe 4 (0,03 ; - 0,04), les variables « NO₃ ind et NO₃ moy » relatives au mois d'août 1996 sont non corrélées aux paramètres du milieu physique : % A, % MO, % N, IM, Ks et NNS ; sachant que ces variables sont bien représentées sur le plan principal (axe 1, axe 2) et sur le plan secondaire (axe 3, axe 4) et que ces deux plans expliquent respectivement 88,5 % et 88,4 % de l'information initiale. Des résultats similaires sont obtenus pour les données individuelles et moyennes des teneurs en nitrates des eaux souterraines relatives aux mois d'octobre 1997 et avril 1998. Ceci peut être expliqué d'une part par la nature assez homogène du milieu physique dans cette région et d'autre part par l'accumulation des nitrates dans les eaux souterraines, suivant le sens d'écoulement de la nappe de l'amont vers l'aval hydraulique comme le montrent les figures 3, 3 bis et 4. De plus, l'occupation du sol et les pratiques culturales sont diversifiées dans le périmètre irrigué de sorte qu'on ne peut pas isoler dans l'espace les effets de chacune de ces pratiques pour expliquer les différences du niveau de pollution nitrique des eaux souterraines. Cette méthode adoptée par plusieurs auteurs de par le monde, pour évaluer la vulnérabilité de la nappe à la pollution, ou pour expliquer les niveaux de pollution des eaux souterraines (BAUDER *et al.*, 1993 ; DEMARETS *et al.*, 1995 ; DUIJVENBOODEN, 1998 ; KHAKURAL et ROBERT, 1993 ; MELLOUL et COLLIN, 1998 ; NAVULUR et ENGEL, 1998 ; NÉMETH *et al.*, 1998), présente donc des limites dans le contexte du périmètre irrigué du Tadla et ne permet pas de définir, à partir des facteurs explicatifs liés à la nature du milieu physique et aux pratiques culturales, les zones sensibles à la pollution nitrique des eaux souterraines qui nécessitent une attention particulière quant au mode d'utilisation des sols.

En conclusion, la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans le périmètre du Tadla commence à devenir alarmante. À l'exception de la texture

du sol et de la teneur en argile, tous les autres paramètres du milieu physique et des pratiques culturales joueraient positivement sur la vulnérabilité de la nappe à la pollution nitrrique. Ceci impose donc, pour restaurer la qualité des ressources en eau souterraine dans cette région, d'adopter de façon urgente un plan d'action visant la vulgarisation des pratiques culturales rationnelles et la sensibilisation des agriculteurs au danger de la pollution nitrrique des eaux souterraines. La mise en œuvre d'une formule de fertilisation appropriée tenant compte du pouvoir de minéralisation de la matière organique du sol est nécessaire pour obtenir de bons rendements tout en respectant l'état de l'environnement. La maîtrise de l'irrigation gravitaire, voire l'introduction de nouvelles techniques plus efficaces, sont également indispensables pour assurer l'économie d'eau et la préservation de sa qualité. D'autres mesures d'accompagnement peuvent également atténuer le risque de pollution tel que le choix de cultures grandes consommatrices en azote, la gestion des résidus de récolte, la pratique du semis précoce sans apport d'azote qui permettrait la consommation de l'azote minéral résiduel par les cultures. L'installation des cultures intermédiaires (piège à nitrates) pendant l'été sans pour autant exagérer leur fertilisation et irrigation, pourrait constituer un moyen efficace pour empêcher la lixiviation des nitrates restant dans le sol après récolte. L'étude de la dynamique de l'azote dans le système eau-sol-plante pour les principales cultures et l'utilisation de modèles de simulation, intégrant notre base de données, permettront de tester toutes ces mesures à travers une analyse de scénarios et d'étudier leur impact environnemental. Un effort important devrait également être déployé en matière de traitement et de réutilisation contrôlée à des fins agricoles des eaux usées urbaines et agro-industrielles. Enfin, ces solutions nécessitent la coordination de l'ensemble des acteurs (agriculteurs, associations, gestionnaires, industriels...) au sein du périmètre. Les agriculteurs doivent acquérir, grâce à un programme d'éducation, la capacité de modifier les comportements dans un domaine où les routines sont fortes.

C'est ainsi que des programmes visant une meilleure gestion des ressources en eau et la préservation de leur qualité, sont mis en œuvre à l'échelle nationale et régionale. Parmi ces programmes en cours de réalisation dans la région du Tadla, citons particulièrement :

- le programme de rationalisation des engrais azotés, développé par des essais de démonstration chez les agriculteurs (MOUGHLI, 1998) ;
- le programme d'introduction de la rampe frontale pour l'irrigation par pivot des grandes cultures (betterave-céréales) ;
- le programme d'introduction de la technique d'irrigation localisée pour l'arboriculture et les cultures maraîchères ; pour ces deux derniers, jusqu'à 60 % des investissements sont subventionnés par l'état pour inciter les agriculteurs à substituer l'irrigation gravitaire par d'autres techniques plus efficaces ;
- le projet de protection des ressources en eau vis-à-vis de la pollution ponctuelle dans le bassin d'Oum Erbia (FAO/Banque mondiale) qui prévoit la mise en œuvre d'une action de dépollution à court terme pour les sucreries et la réalisation des études opérationnelles, la construction des stations d'épuration pour les centres importants et le suivi de leurs performances.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée avec l'aide du Laboratoire d'analyse et de la cellule SIG de l'Office régional de mise en valeur agricole du Tadla (ORMVAT) d'une part, et de la cellule SIG de l'Administration du génie rural d'autre part. Nos vifs remerciements s'adressent particulièrement à Mme Cherkaoui, Mme Jazouli, et M. Farhi. Nos remerciements s'adressent également à M. Badraoui et M. Larharfi.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMMATI M., DEBBAGH A., SOUDI B., 1995. Mise en place des réseaux de suivi de la nappe phréatique et de la qualité des sols et des eaux du périmètre irrigué du Tadla. Rapport n° 25 du projet MRT, ORMVAT.
- Banque Mondiale, 1995. Royaume du Maroc. Le Secteur de l'Eau au Maroc, Rapport n° 12649-MOR, 71 p.
- BAUDER J.W., SINCLAIR K.N., LUND R.E., 1993. Physiographic and land use characteristics associated with Nitrate-Nitrogen in Montana ground water. *J. Environ. Qual.*, 22, 225-262.
- BERDAI H., AGHZAR N., SOUDI B., 2002. Azote minéral résiduel et son évolution pendant l'été en fonction du précédent cultural en climat méditerranéen. *Étude et Gestion des sols*, 9(1), 7-23.
- BOHLK J.K., DENVER J.M., 1995. Combined use of ground water dating, chemical and isotopic analyses to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watersheds Atlantic coastal plain, Maryland. *Water Resources Research*, 31, 9, 2319-2339.
- BOMAN R.K., WESTERMAN R.L., RAUN W.R., JOJOLA M.E., 1995. Spring applied nitrogen fertilizer influence on winter wheat and residual soil nitrate. *Journal of production Agriculture*, 8 (4), 584-589.
- BOOLTINK H.W.G., 1995. Field monitoring of nitrate leaching and water flow in a structured clay soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 52, 251-261.
- BREMNER J.M., 1960. Determination of nitrogen in soil by the kjeldahl method. *J. Agric. Sci.*, 55, 11-33.
- BRGM, 1993. Étude du système multicouche de la plaine de Tadla. Description des aquifères et analyse du système multicouche, Maroc, Rapport R35610 4S/Eau-92, 129 p.
- CHAPMAN H.D., 1965. Cations exchange capacity. In: C.A. Black et al. (ed.) *Methods of soil analysis*, Agronomy, 9, 891-901. *Am. Soc. of Agron., Inc.*, Madison, Wis.
- CHIANG C., SOUDI B., MORENO A., 1983. Soil nitrogen mineralization and nitrification under Moroccan conditions. Proc. 17 th coll. Int. Potash Institute Bern.
- COLLEEN S., BRUNING-FANN DVM, JOHN B., KANEENE DVM, MPh, RhD, 1993. The effect of nitrate, nitrite and N-nitroso compounds on human health. Review. *Veterinary and Human Toxicology*, 35 (5), 521-538.
- COSSERATE M., DECAN J., PATCQ H., CRONTZET, PULJOL B., 1990. Irrigation fertilisante en sol sablocaillouteux : conséquences sur la production et la pollution par les nitrates. In : R. Calvet, *Nitrates-agriculture-eau*, Versailles, Inra-Éditions.
- DAKKAK H., 1996. Étude de la pollution nitrrique des eaux souterraines du périmètre du Tadla : vulnérabilité des aquifères et impact des activités agricoles. Thèse de troisième cycle en Géologie Appliquée, Environnement. Faculté des sciences, Rabat, Maroc, 172 p.

- DAY P.R., 1956. Report of the Committee on Physical Analysis, 1954-55. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 20, 167-169.
- DEMARETS X., MARCOEN J.M., AGNEESSENS R., BISTON R., LIMBOURG P., 1995. Flux de nitrates dans une zone à nappes superficielles en wallonie (Belgique). *Cahier Agricultures*, 4, 430-433.
- DISE N.B., MATZNER E., GUNDERSEN P., 1998. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest Ecosystems. *Water Air Soil pollution*, 105 (1-2), 143-154.
- DRPE (Direction de la Recherche et de la Planification de l'Eau) 1992. Étude de la qualité des eaux du Bassin Oum er Rbia (5^e campagne), rapport n° 92/82//125//5.
- DUIJVENBOODEN VAN W., 1993. Ground-water-quality monitoring in the Netherlands. Reprinted from Edited by WILLIAM M., ALLEY M., copyright by Van Nostrand Reinhold, New York.
- DUIJVENBOODEN VAN W., 1998. Soil monitoring systems and their suitability for predicting delayed effect of diffuse pollutants. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67, 189-196.
- FAO, 1973. Bulletin d'irrigation et de drainage. Les eaux souterraines. Séminaire de Bagdad. FAO 18, 270 p.
- FAO/Banque mondiale, 1995. Projet d'investissement dans le secteur de l'eau. Maroc. Rapport 2/95 CP-MOR 85, volume II, Annexe 4, 109 p.
- FAOUZI M., 2000. Hydrogéologie et modélisation de l'écoulement et des transferts de solutés dans les sols et dans la nappe phréatique du périmètre irrigué de Béni Amir (Tadla, Maroc). Thèse de doctorat en sciences appliquées. Faculté des sciences, Rabat, Maroc, 181 p.
- FLETCHER D.A., 1991. Managing nitrogen for ground water quality and farm profitability: a national perspective. *Soil Science society of America*, Madison, WI, 9-17.
- JUERGENS G.S., 1989. Ground water nitrates in other developed countries (Europe) - Relationships to land use patterns. Chapitre 4. In: FOLLETT R.F. USDA - ARS (eds), *Nitrogen management and ground water protection*, Northern plains Area, 301 South Howes, P.O. Box E, Fort Collins, CO 80522, USA, 75-138.
- KEENEY D.R., 1982. Nitrogen availability indices. In: A.L. PAGE et al. (ed.), *Methodes of soil analysis*. Part 2, 2nd ed, *Agronomy*, 9, 711-733.
- KHAKURAL B.R., ROBERT P.C., 1993. Soil Nitrate leaching potential indices: Using a simulation model as a screening system. *J. Environ. Qual.*, 22, 839-845.
- KOLEMBRANDER G.J., 1981. Leaching of nitrogen in agriculture. In: BROGAN J.C. (ed), *Nitrogen losses and surface run-off*. *Nijhoff/Junk*, 199-216.
- LZAURRALDE R.C., FENG Y., ROBERTSON J.A., MCGILL W.B., JUMA N.G., OLSON B.M., 1995. Long-term influence of cropping systems, tillage methods and N sources on nitrate leaching. *Can. J. Soil Sci.*, 57, 497-505.
- MARTIN E.C., LOUDON T.L., RITCHIE J.T., WERNER A., 1994. Use of drainage lysimeters to evaluate nitrogen and irrigation management strategies to minimise nitrate leaching in maize production. *Soil and water Div. of ASAE*, 37 (1), 79-83.
- MATTHIAS P., TAMAS H., 1993. Environmentally friendly land use according to site conditions on watershed in hesse, Germany. Elsevier Sciences Publishers B.V., Amsterdam. *Landscape and Urban Planning*, 27, 151-159.
- MELLOUL AJ., COLLIN M., 1998. A proposed index for aquifer water-quality assesment: the case of Israel's Sharon region. *Journal of environmental management*, 54, 131-142.
- Molina J.A.E., 1985. Components of rates of ammonium oxidation in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49, 603-609.
- Moughli, 1998. Résultats du programme de réduction des excès d'azote apportés à la betterave à sucre et au blé dans le périmètre irrigué du Tadla (compagne 1997/98), Projet de Management des Ressources du Tadla (MRT) (608-0213-C-00-4002), Rapport n° 73.
- NAVULUR K.C.S., ENGEL B.A., 1998. Ground water vulnerability assessment to non-point source nitrate pollution on a regional scale using GIS. *Soil & Water division of ASAE*, 41 (6), 1671-1678.
- NEETESON J.J., 1994. Residual soil nitrate after application of nitrogen fertilizers to crops. Reprinted from contamination of ground waters. Edited by ADRIANO

- D.C., ISKANDAR A.K. et MURARKA I.P., Science Reviews, Northwood.
- NELSON D.W., SOMMERS L.E., 1975. A rapid and accurate procedure for estimating of organic carbon in soil. *Proc. Indiana Acad. Sci.*, 84, 456-462.
- NÉMETH T., PASZTOR L., SZABO J., 1998. Stochastic modelling of N-leaching using GIS and multivariate statistical Methods. *Wat. Sci. Tech.*, 38 (10), 191-197.
- ONDRISIK P., GABRIS L., BIELEK P., 1998. leaching of Nitrogen from soil and fertilizer in field lyzimetric Trials (Slovak). *Rostlinna Vyroba*, 44 (4), 173-176.
- PILBEAM C.J., WOOD M., HARRIS H.C., TULADHAR J., 1998. Productivity and nitrogen use of three different wheat-based rotations in North West Syria. *Australian Journal of Agricultural Research*, 49 (3), 451-458.
- PIXIE A.H., DENNIS R.H., 1995. Effects of agriculture on ground-water quality in five regions of the United states. *Ground Water*, 33 (2), 217-226.
- POWER J.F., SCHEPERS J.S., 1989. Nitrate contamination of ground water in North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26, 165-187.
- RECOUS S., NICOLARDOT B., SIMON J.C., 1997. Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines. In : C. RIOU, R. BONHOMME, P. CHASSIN, A. NEVEU, F. PAPY (eds), *L'eau dans l'espace rural*, Inra Éditions, 193-215.
- KELLOGG R.L., MAIZEL M.S., GOSS D.W., 1994. The potential for leaching of agrochemicals used in crop production: a national perspective. *J. Soil and Water Cons.*, 49 (3), 294-298.
- SOUDI B., 1988. Étude de la dynamique de l'azote dans les sols marocains : caractérisation et pouvoir minéralisateur. Thèse de doctorat ès sciences agronomiques, IAV. Hassan II, Rabat, Maroc, 140 p.
- SOUDI B., 1994. Qualité des sols et des eaux : situation actuelle et méthodes de suivi de paramètres de qualité. Rapport n° 15 du Projet MRT, ORMVAT. Maroc.
- SOUDI B., CHIANG C.N., ZRAOULI M., 1990a. Variation saisonnières de l'azote minéral et effet combiné de la température et de l'humidité du sol sur la minéralisation. *Actes Inst. Agron. Vét.*, Vol, 10 (1), 29-38.
- SOUDI B., SBAI A., CHIANG C.N., 1990b. Nitrogen mineralization in semi arid area of Morocco: Rate constant variation with depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 756-761.
- STREBEL O., DUYNISVELD W.H.M., BÖTTCHER J., 1989. Nitrate pollution of ground water in western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26, 189-214.
- TANDIA A.A., GAYE C.B., FAYE A., 1997. Origine des teneurs élevées en nitrates dans la nappe phréatique des sables quaternaires de Dakar, Sénégal. *Sécheresse*, 4 (8), 291-294.
- VERHAGEN A., BOUMA J., 1998. Defining threshold values for residual soil N levels. *Geoderma*, 85 (2-3), 199-211.
- YOUNG C.P., MORGAN-JONES M., 1980. A hydro-geochemical survey of the chalk groundwater of the Banstead area, Surrey, with particular reference to nitrate. *J. Institution Water Engineers and Scientists*, 34, 213-236.